

DÉTECTION ET SUIVI DES POPULATIONS ANIMALES PAR TÉLÉDÉTECTION : UNE REVUE DES
TECHNOLOGIES DISPONIBLES ET GRILLE D'AIDE À LA DÉCISION

par

Jonathan Franchomme

essai présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de maître en
sciences (M.Sc.)

FACULTÉ DES SCIENCES
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, novembre 2020

Sommaire

Cet essai a pour objectif de proposer une grille d'aide à la décision pour faciliter le choix quant à la technologie de télédétection qui permettra aux chercheurs et gestionnaires en gestion durable et en conservation de la biodiversité de répondre le mieux aux objectifs de leurs recherches.

Dans le premier chapitre, un survol des concepts de base en télédétection est présenté afin de permettre au lecteur de comprendre les termes qui sont présentés tout au long de l'essai. Dans le même ordre d'idées, une description détaillée des caractéristiques des pièges photographiques, des aéronefs avec équipage, des satellites, ainsi que des drones est proposée, accompagnée d'une analyse des avantages et limites liés à l'utilisation de chacune des technologies de télédétection. Le second chapitre énumère les usages actuels de chaque technologie recensée dans la littérature afin de bien comprendre dans quel contexte les technologies sont utilisées à ce jour. Pour chaque technologie, les principales approches de traitement de données, les variables exploitées, ainsi qu'une synthèse des usages potentiels basée sur les avancées technologiques sont ensuite mises en lumière. Dans le cas des drones, plusieurs aspects éthiques sont soulevés dans la littérature quant à leur utilisation et de nombreuses lois sont maintenant en vigueur à travers le Monde et c'est pourquoi le sujet est présenté dans une section supplémentaire. Un tableau synthèse, ainsi qu'une analyse comparative des principales caractéristiques de chaque technologie sont proposés dans le troisième chapitre. Cette analyse a pour but de définir ce qui différencie les quatre technologies de télédétection, ainsi que de cibler les caractéristiques exposées dans la grille d'aide à la décision qui est présentée dans le chapitre suivant. Dans le quatrième et dernier chapitre, la grille d'aide à la décision est suivie d'une explication sur l'importance de chaque catégorie présentée dans l'outil proposé. Finalement, basés sur trois études fictives, trois exemples d'utilisation de la grille sont offerts afin de permettre aux chercheurs et gestionnaires de mieux comprendre le fonctionnement de la grille d'aide à la décision.

Remerciements

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur d'essai, Jérôme Théau, pour son travail de supervision lors de la rédaction de mon essai. Ses commentaires constructifs et ses conseils m'ont permis de mener à terme cet essai, ainsi que de le bonifier.

Je remercie aussi Caroline Coutier, coordonnatrice du programme, pour son aide dans la définition du sujet d'essai et dans le premier mois de rédaction. Son suivi régulier et ses conseils avisés tout au long de la maîtrise ont aussi été grandement appréciés. Dans le même ordre d'idées, j'aimerais remercier Sophie Calmé pour les conseils et l'encadrement durant mon cheminement.

Je voudrais aussi remercier ma copine et ma famille qui m'ont soutenu et accompagné durant ce travail de rédaction et sans qui certains moments auraient été plus difficiles à surmonter.

Finalement, j'aimerais remercier Juan avec qui des liens d'amitié forts ont été créés et sans qui j'aurais eu de la difficulté à m'adapter au Mexique, notamment grâce à ses nombreux conseils en espagnol.

Table des matières

Introduction	1
Chapitre 1 – Les technologies, leurs avantages et limites	4
1.1 Concepts de base en télédétection	4
1.1.1 Spectre électromagnétique	4
1.1.2 Capteurs actifs et passifs.....	5
1.1.3 Résolution spatiale.....	7
1.1.4 Résolution temporelle	8
1.1.5 Résolution spectrale	8
1.1.6 Résolution radiométrique	9
1.2 Utilisation des pièges photographiques	10
1.2.1 Caractéristiques	11
1.2.2 Avantages.....	16
1.2.3 Limites	17
1.3 Utilisation d’aéronefs avec équipage.....	19
1.3.1 Caractéristiques	19
1.3.2 Avantages.....	21
1.3.3 Limites	24
1.4 Utilisation de satellites.....	25
1.4.1 Caractéristiques	25
1.4.2 Avantages.....	28
1.4.3 Limites	29
1.5 Utilisation des drones	29
1.5.1 Caractéristiques	29
1.5.2 Avantages.....	33

1.5.3 Limites	36
Chapitre 2 – Identification des usages actuels et potentiels recensés dans la littérature	39
2.1 Utilisation des pièges photographiques	39
2.1.1 Usages actuels.....	39
2.1.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données	46
2.1.3 Usages potentiels.....	48
2.2 Utilisation des aéronefs avec équipage	49
2.2.1 Usages actuels.....	49
2.2.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données	51
2.2.3 Usages potentiels.....	54
2.3 Utilisation des satellites	54
2.3.1 Usages actuels.....	54
2.3.2 Principales approches de traitement de données et les variables exploitées.....	58
2.3.3 Usages potentiels.....	59
2.4 Utilisation des drones	60
2.4.1 Usages actuels.....	60
2.4.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données	64
2.4.3 Usages potentiels.....	65
2.4.4 Aspects éthiques et lois en vigueur dans certains pays, dont le Canada.....	66
Chapitre 3 – Tableau synthèse et analyse comparative des principales caractéristiques de chaque technologie	69
3.1 Diversité de plateformes et de capteurs	71
3.2 Format des données captées et domaines spectraux étudiés	72
3.3 Résolution spatiale.....	73
3.4 Résolution temporelle minimale	74
3.5 Surface couverte par image	74

3.6 Coûts approximatifs	75
3.7 Acquisition de données.....	76
3.8 Type de milieux	78
3.9 Taxons et taille des animaux étudiés.....	78
3.10 Variables écologiques étudiées	79
Chapitre 4 : Proposition d'une grille d'aide à la décision	81
4.1 Grille d'aide à la décision	81
4.2 Exemples d'utilisation de la grille d'aide à la décision.....	86
Conclusion.....	94
Références	96

Liste des figures

Figure 1.1 : Représentation des domaines du spectre électromagnétique.....	5
Figure 1.2 : Représentation de la différence entre un capteur passif et actif.....	6
Figure 1.3 : Exemples d’images satellites prises à l’Université du Maryland à quatre résolutions spatiales différentes.....	7
Figure 1.4 : Représentation graphique de la résolution temporelle.....	8
Figure 1.5 : Représentation d’un exemple de résolution multispectrale et hyperspectral.....	9
Figure 1.6 : Représentation de trois résolutions radiométriques (1) 24-bit – 16M couleurs, (2) 8-bit – 256 couleurs et (3) 4-bit – 16 couleurs.....	10
Figure 1.7 : Pièges photographiques commerciaux et faits à la main.....	11
Figure 1.8 : Exemples d’images captées à l’aide de pièges photographiques. Images : (1) ratel (<i>Mellivora capensis</i>), (2) civette africaine (<i>Civettictis civetta</i>), (3) mangouste rouge (<i>Galerella sanguinea</i>), (4) chat (<i>Felis catus</i>), (5) genette tigrine (<i>Genetta tigrina</i>), (6) mangouste naine du Sud (<i>Helogale parvula</i>).....	14
Figure 1.9 : Exemples d’animaux en danger d’extinction et d’insectes captés à l’aide de pièges photographiques. Images : (1) Coleoptera sp., (2) Rhinopithèque de Roxellane (<i>Rhinopithecus roxellana</i>), (3) léopard des neiges (<i>Panthera uncia</i>).....	17
Figure 1.10 : Représentation graphique d’un transect en bande et d’un transect en ligne.....	19
Figure 1.11 : Représentations schématiques d’échantillonnage <i>ex-situ</i> à bord d’avions selon deux types d’approches quant à la prise d’images.....	21
Figure 1.12 : Exemples d’images captées à l’aide d’aéronefs avec équipage démontrant les possibilités quant à leur utilisation dans différents milieux et avec différentes espèces. Images : (1) tortue sp., (2) zèbres sp., (3) bélugas (<i>Delphinapterus leucas</i>), (4) orignaux (<i>Alces americanus</i>) et (5) ours blancs (<i>Ursus maritimus</i>).....	22
Figure 1.13 : Exemples d’images captées à l’aide de satellites démontrant les possibilités quant à leur utilisation dans différents milieux et avec différentes espèces. Images : (1) gnous (<i>Connochaetes sp.</i>), (2) caribous (<i>Rangifer tarandus</i>), (3) éléphants (<i>Loxodonta sp.</i>), (4) rorquals communs (<i>Balaenoptera physalus</i>) et (5) manchots empereurs (<i>Aptenodytes forsteri</i>).....	27
Figure 1.14 : Exemples de drones à ailes fixes ou tournantes utilisés pour le suivi des populations animales.....	31

Figure 1.15 : Exemples d’images captées à l’aide de drones démontrant les possibilités quant à l’utilisation des drones dans différents milieux. Images : (1) nasiques (*Nasalis larvatus*), (2) alligator d’Amérique (*Alligator mississippiensis*), (3) chimpanzé d’Afrique (*Pan troglodytes*), (4) léopards de mer (*Hydrurga leptonyx*) et (5) orques (*Orcinus orca*).....33

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Exemples de pièges photographiques commerciaux utilisés pour le suivi des populations animales.....	13
Tableau 1.2 : Exemples de plateformes satellites commerciales utilisées pour le suivi des populations animales.....	30
Tableau 1.3 : Exemples de drones ayant été employés pour détecter et faire le suivi des populations animales.....	35
Tableau 1.4 : Exemples de capteurs ayant été employés pour détecter et faire le suivi des populations animales.....	36
Tableau 2.5 : Espèces animales détectées à l'aide de pièges photographiques.....	43
Tableau 2.6 : Espèces animales détectées à l'aide d'aéronefs avec équipage.....	52
Tableau 2.7 : Espèces animales détectées à l'aide de satellites.....	56
Tableau 2.8 : Espèces animales détectées à l'aide de drones.....	62
Tableau 3.9 : Comparaison entre les quatre technologies de télédétection utilisées pour la détection et le suivi des populations animales.....	69
Tableau 4.10 : Grille d'aide à la décision.....	83
Tableau 4.11 : Évaluation des paramètres démographiques d'une population de baleines naines de Minke (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>).....	88
Tableau 4.12 : Évaluation des interactions prédateur-proie le long de la côte nord-est de l'Australie, proche de la Grande barrière de Corail.....	90
Tableau 4.13 : Évaluation du retour de la souris sylvestre (<i>Peromyscus maniculatus</i>) dans un territoire forestier brûlé en Colombie-Britannique.....	93

Introduction

La conservation de la biodiversité est un sujet de plus en plus important partout sur la planète. Selon le Fond mondial pour la nature (WWF), près de 60% des populations animales sauvages sur Terre ont été perdus dans les 40 dernières années (WWF, 2018). L'extinction de ces populations est notamment due aussi aux activités humaines qui exercent une pression importante sur les milieux naturels, mais aussi aux changements climatiques qui causent, par exemple, une augmentation du niveau des eaux, des sécheresses plus fréquentes et importantes, ainsi qu'une fonte des glaciers (Conway, 2008 ; WWF, 2018). Cette pression est particulièrement due à la demande croissante en ressources naturelles, ainsi qu'en énergie par les populations humaines (WWF, 2018).

Afin d'évaluer les impacts de ces changements et de ces pressions sur les milieux et sur les espèces qui s'y retrouvent, le suivi des populations animales sont essentiels en conservation de la biodiversité et en gestion de la faune (Jewell, 2013). Ils permettent notamment de connaître l'état de santé des populations et possiblement de l'environnement dans lequel elles se retrouvent (Carignan & Villard, 2002). Afin d'y arriver, les scientifiques ont développé, au fil des années, différentes techniques d'échantillonnage qui sont adaptées selon les objectifs de la recherche, le budget, le type d'espèce et plusieurs autres aspects. Parmi ces techniques d'échantillonnage, il existe notamment l'échantillonnage par distance, l'échantillonnage par capture-recapture, le recensement à l'aide de pièges photographiques ou encore l'échantillonnage à l'aide d'aéronefs aériens avec équipage tels que des hélicoptères ou des avions (Wang *et al.*, 2019 ; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2017 ; Buckland *et al.*, 1993 ; Karanth *et al.*, 2006).

Depuis un certain nombre d'années, les avancées technologiques ont permis le développement de nouvelles sources de données d'imagerie par télédétection. Ces nouvelles sources incluent les satellites, l'imagerie aérienne, les pièges photographiques, ainsi que les drones dont l'utilisation en écologie est la plus récente. Tout d'abord, pour ce qui est des satellites, plus les années avancent, plus la résolution spatiale des capteurs augmente permettant maintenant la détection et l'identification de certaines espèces (Wang *et al.*, 2019). D'ailleurs, en plus d'avoir une meilleure résolution, les images satellites sont de moins en moins dispendieuses en raison de la quantité importante de satellites en orbite, ce qui rend la technologie plus accessible (Williamson *et al.*, 2019). Ensuite, dans le cas de l'imagerie aérienne à bord

d'aéronefs avec équipage, les caméras employées par les scientifiques deviennent de plus en plus performantes et la résolution des capteurs ne cesse d'augmenter permettant une meilleure détection et identification des animaux (Wang *et al.*, 2019). Cependant, les appareils peuvent avoir un impact négatif important sur certains animaux et il s'agit de la première cause de mortalité au sein des biologistes (Sasse, 2003 ; Christie *et al.*, 2016). En outre, en ce qui a trait aux pièges photographiques, les avancées permettent notamment de détecter plus facilement les animaux grâce à des capteurs de mouvements et des capteurs infrarouges, bien qu'il reste encore des recherches à faire quant au placement et à la fiabilité des données récoltées avec cette technologie (Jacob & Ausband, 2018). Cependant, il reste encore de nombreuses recherches à faire sur la technologie, notamment quant à l'optimisation du taux de détection (Jacobs & Ausband, 2018). Finalement, dans la dernière décennie, les drones sont de plus en plus accessibles et les chercheurs ont alors vu une opportunité puisqu'ils permettraient, par exemple, d'échantillonner des endroits difficilement accessibles (Sarasola, 2018). Cependant, puisque l'emploi de la technologie est relativement nouveau, il reste encore beaucoup d'études à faire quant à, notamment, les aspects éthiques, l'impact sur les animaux à long terme, ainsi que les avantages d'utiliser les drones en comparaison à d'autres méthodes d'échantillonnage (Barnas *et al.*, 2018 ; Hodgson *et al.*, 2018 ; Vas *et al.*, 2015).

Bien qu'il existe déjà des articles synthèses traitant des différentes techniques de télédétection pour le suivi des populations animales, il semble y avoir un manque d'informations au niveau de certaines méthodes de télédétection plus récentes et au niveau de la prise de décision quant au choix du type de télédétection selon le contexte de recherches ou de gestion de la conservation. En effet, dans la plupart des rapports synthèses, les pièges photographiques sont complètement absents alors qu'il s'agit d'une méthode de télédétection de plus en plus utilisée. Ceci pourrait notamment être dû au fait que, contrairement aux autres méthodes de télédétection, l'information est obtenue au niveau du sol. De plus, les rapports ne semblent pas offrir aux chercheurs, ainsi qu'aux gestionnaires de la faune et en conservation un outil qui leur permettrait d'élire la méthode de télédétection à préconiser selon les objectifs de recherche ou de conservation et gestion de la faune.

Cet essai tente d'offrir aux chercheurs et aux gestionnaires en conservation de la faune un ouvrage faisant le point sur les différents types de techniques de télédétection pour la détection et le suivi des populations

animales dans un contexte de conservation de la biodiversité et de la gestion de la faune. Pour ce faire, le premier chapitre sera consacré à l'identification des caractéristiques, des avantages, ainsi que des inconvénients associés à chaque technique de télédétection (aéronefs avec équipage, pièges photographiques, drones et satellites). Par la suite, le second chapitre présentera les usages actuels et les recherches potentielles qui pourraient être effectuées sur l'utilisation des techniques de télédétection en conservation et gestion de la faune. Le troisième chapitre présentera un tableau synthèse qui regroupera les informations qui permettront de cibler les critères qui devront être abordés dans la grille d'aide à la décision et le tout sera suivi d'une analyse des connaissances actuelles. Enfin, le quatrième et dernier chapitre présentera une grille d'aide à la décision accompagnée d'une explication pour chaque critère.

Chapitre 1 – Les technologies, leurs avantages et limites

En constante évolution, les technologies de télédétection sont utilisées par les scientifiques et gestionnaires qui œuvrent en conservation et gestion de la faune (Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019). Cependant, bien que leur intégration dans les méthodologies puisse être très avantageuse, il existe certains désavantages reliés à chacune d'entre-elles. Le présent chapitre tentera de recenser les caractéristiques de chaque technique de télédétection sélectionnées dans ce projet, leurs avantages, ainsi que leurs désavantages.

1.1 Concepts de base en télédétection

Avant d'entrer dans le vif du sujet, il est important de définir quelques concepts de base qui permettront de mieux comprendre les différents termes qui seront abordés tout au long de ce chapitre portant sur les technologies de télédétection. Il sera ici question de définir ce qu'est le spectre électromagnétique, la différence entre un capteur actif et passif, ainsi que les différents types de résolutions associés aux capteurs.

1.1.1 Spectre électromagnétique

Le spectre électromagnétique se définit comme étant toutes les longueurs d'onde de rayonnements électromagnétiques (NASA, 2017a ; Natural Resources Canada, 2015a). Ces longueurs d'onde sont séparées en sept domaines (Figure 1) selon la quantité d'énergie emmagasinée dans les photons qui compose les ondes: (1) ondes radios, (2) micro-ondes, (3) infrarouge, (4) visible, (5) ultra-violet, (6) rayons X et (7) rayons gamma (Nasa, 2017a ; Natural Resources Canada, 2015a). Plus les photons possèdent de l'énergie, plus la longueur d'onde sera courte et vice versa (NASA, 2017a).

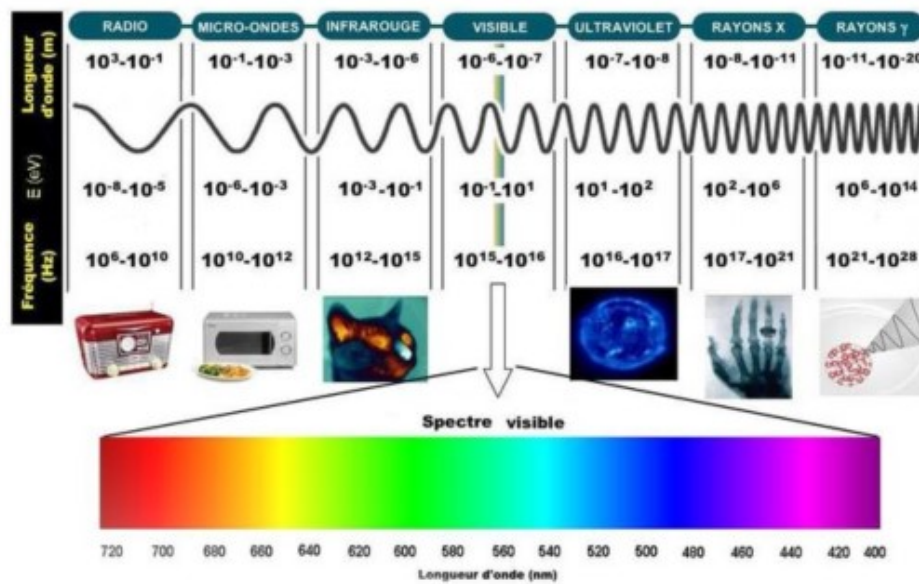


Figure 1.1 : Représentation des domaines du spectre électromagnétique

Source : Pellion, 2018

En règle générale, les longueurs d'onde étudiées en télédétection, plus particulièrement dans un contexte de conservation et gestion de la faune sont les infrarouges, ainsi que le spectre du visible (Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019). En effet, l'information nécessaire aux chercheurs et aux gestionnaires pour détecter et faire le suivi des populations animales se retrouve dans cette partie du spectre électromagnétique (Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019) qui permet à la fois de capter ce qui serait capté à l'œil nu dans le cas d'un échantillonnage sur le terrain ou du haut des airs, mais aussi certains détails qui sont difficilement détectables ou indétectables à l'œil nu, par exemple, dans un milieu très dense ou des détails en dehors du spectre du visible (Fair, 2019 ; Spaan *et al.*, 2019).

1.1.2 Capteurs actifs et passifs

En télédétection, il existe deux principaux types de capteurs pouvant être employés afin de capter des images (Figure 2). Le premier type est le capteur passif qui mesure les sources naturelles de radiations électromagnétiques reflétées ou émises par les constituants de la surface terrestre (NASA, 2017a ; Pettorelli *et al.*, 2018). Selon la composition, la température et plusieurs autres caractéristiques des

constituants et surfaces, différentes radiations sont émises ou réfléchies permettant de différencier les composantes dans l'image (NASA, 2017a). Une seconde caractéristique des capteurs passifs vient du fait que pour fonctionner, une source externe de radiations électromagnétiques doit être disponible, soit le soleil (Winterhalter *et al.*, 2013 ; Natural Resources Canada, 2015b). Sans cette source naturelle d'énergie, les capteurs passifs peuvent difficilement être employés (Natural Resources Canada, 2015b).

Ensuite, le second type de capteur est le capteur actif qui, contrairement au capteur passif, émet un rayonnement électromagnétique vers la surface à étudier, puis mesure la rétrodiffusion des ondes produites (Natural Resources Canada, 2015b ; NASA, 2017a ; Pettoirelli *et al.*, 2018). Ces capteurs n'ont donc pas besoin du soleil comme source de radiation puisqu'ils possèdent leur propre émetteur (Winterhalter *et al.*, 2013). L'un des avantages de ce type de capteur en comparaison aux capteurs passifs vient du fait qu'il est possible de les utiliser, peu importe la période de la journée ou la saison puisqu'ils ne requièrent pas la présence d'une source naturelle de radiations électromagnétiques (Lamb *et al.*, 2014 ; Natural Resources Canada, 2015b). De plus, la présence de couverture nuageuse affecte peu ce type de capteur.

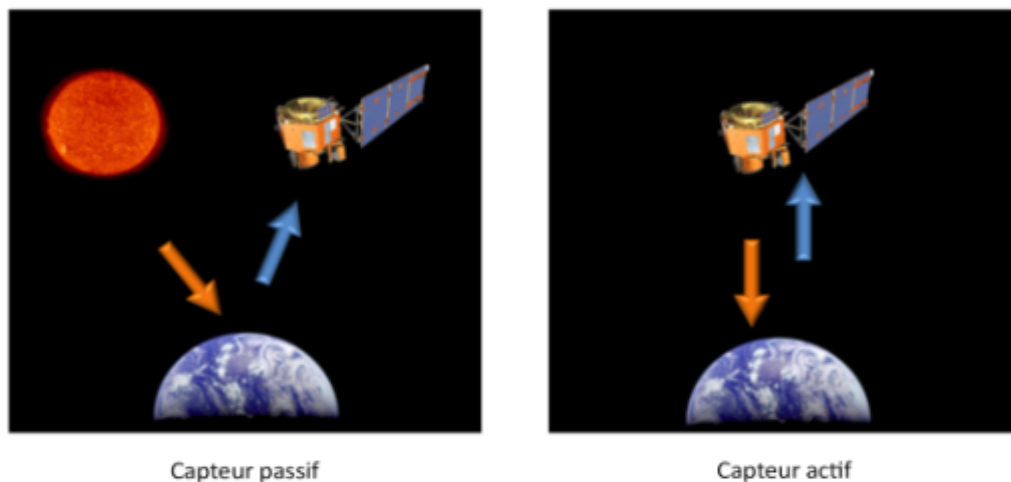


Figure 1.2 : Représentation de la différence entre un capteur passif et actif

Source : Nasa, 2017a

Une caméra équipée d'un flash est un bon exemple puisqu'elle est à la fois un capteur passif et un capteur actif. Le jour, grâce au soleil, la caméra agit comme un capteur passif puisqu'elle mesure les radiations électromagnétiques produites par le soleil et réfléchies à la surface terrestre afin de différencier ce qui se

retrouve devant elle. À l'inverse, lorsque la nuit tombe, elle devient un capteur actif puisqu'elle n'est pas capable de percevoir les détails dans la noirceur et requiert une source externe de lumière telle que le flash qui lui permettra alors de percevoir l'environnement devant le capteur.

1.1.3 Résolution spatiale

La résolution spatiale (Figure 3) se définit comme étant le plus petit détail pouvant être détecté et représenté par chaque pixel d'une image, et ce, dans le champ de vision instantané du capteur (Liang *et al.*, 2012 ; Natural Resources Canada, 2016).

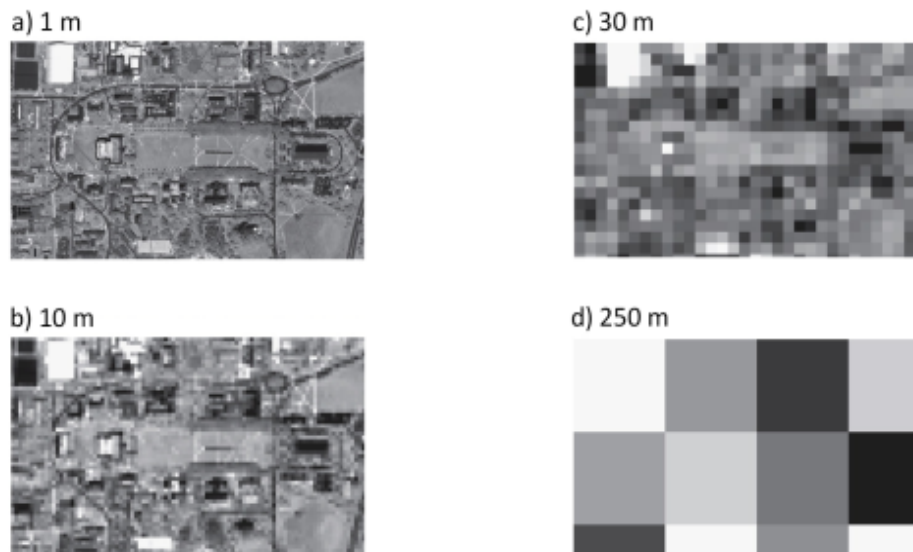


Figure 1.3 : Exemple d'images satellites prises à l'Université du Maryland à quatre résolutions spatiales différentes

Source : Liang *et al.*, 2012

La résolution spatiale est dite très élevée lorsque chaque pixel équivaut à une petite dimension (ex : quelques centimètres au niveau du sujet capté) et grossière lorsque chaque pixel représente une grande dimension (ex : plusieurs centaines de mètres), tel qu'observé sur la Figure 3 (Liang *et al.*, 2012). Lorsque la résolution spatiale est assez fine, il est alors possible, par exemple, de détecter et identifier des animaux à partir des images recueillies grâce aux appareils de télédétection (Wang *et al.*, 2019). Dans le domaine

de la détection faunique, la résolution spatiale recherchée est souvent élevée puisque les animaux détectés sont relativement petits et mesurent quelques mètres ou moins.

1.1.4 Résolution temporelle

La résolution temporelle se définit comme étant la fréquence séparant deux évènements d'échantillonnage avec le même champ de vision (Liang *et al.*, 2012). Dans le cas des satellites, par exemple, il s'agit du temps que prend une plateforme en orbite à revenir au point exact où l'image fût captée la dernière fois, tel que représenté à la Figure 4 (Garcia *et al.*, 2012 ; Liang *et al.*, 2012). Cette résolution peut être de quelques secondes et aller jusqu'à plusieurs années selon la technologie utilisée et la fréquence de l'échantillonnage afin de répondre aux objectifs de la recherche (Harris, 1980).

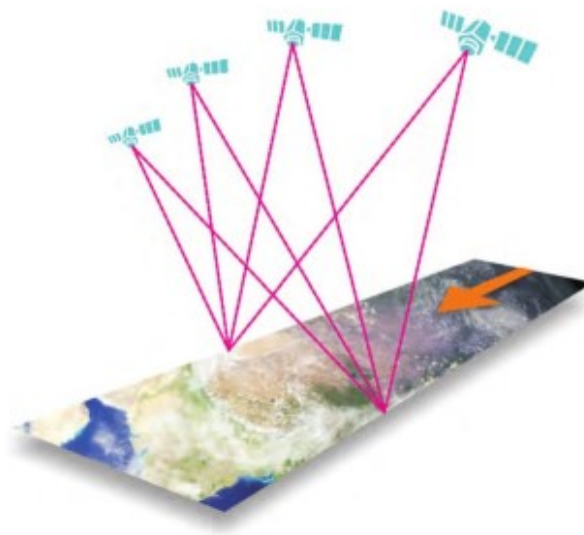


Figure 1.4 : Représentation graphique de la résolution temporelle

Source : Gargia *et al.*, 2012

1.1.5 Résolution spectrale

La résolution spectrale se définit comme étant l'étendue des longueurs d'onde détectées par un capteur (Haldar, 2013). Ceux-ci peuvent notamment produire des images multispectrales et hyperspectrales (GISGeographic, 2020). Leurs deux caractéristiques principales de ce type d'images sont la quantité de

bandes séparant les radiations électromagnétiques perçues par le capteur, ainsi que la largeur de ces bandes (GISGeographic, 2020). Le terme multispectral réfère généralement à un capteur percevant 3 à 10 bandes, sur une gamme relativement large de longueurs d'onde alors que le terme hyperspectral réfère à un capteur percevant des centaines de bandes, selon une gamme très restreinte de longueurs d'onde par bande (Figure 5).

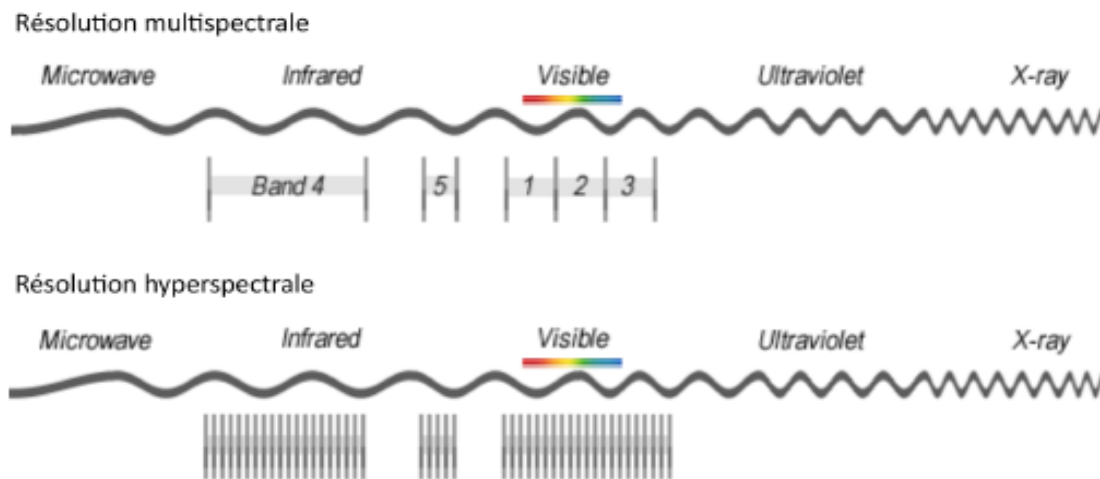


Figure 1.5 : Représentation d'un exemple de résolution multispectrale et hyperspectrale

Source : GISGeographic, 2020

À noter que la relation entre la résolution spectrale et la résolution spatiale est inversement proportionnée, c'est-à-dire que, pour obtenir une meilleure résolution spatiale, la résolution spectrale devra être plus grossière et vice versa (Liang, 2018). Ceci est directement lié au fait que plus la bande spectrale est étroite, moins la quantité d'énergie captée est grande et donc plus la surface captée par pixel doit être grande (Théau, 2020, comm. pers.).

1.1.6 Résolution radiométrique

La résolution radiométrique se définit comme étant la capacité d'un capteur à différencier le plus petit des changements de rayonnement électromagnétique lors de la prise de vue (Natural Resources Canada, 2016). À ce sujet, chaque capteur possède sa propre résolution radiométrique définissant le nombre de nuances qu'il sera capable de détecter. C'est-à-dire, si un capteur possède une résolution radiométrique

de 1 bit, deux nuances seront observables soit le noir et le blanc, alors qu'avec un capteur possédant une résolution de 4 bits, il sera possible d'observer 16 nuances différentes et ainsi de suite, suivant la formule 2^N où N est le nombre de bits (Silverman *et al.*, 1983 ; Suparta & Van Zanten, 2008). Ainsi, plus le capteur possède une bonne résolution radiométrique, plus la détection des nuances sera élevée (Figure 6) permettant alors une meilleure différenciation des éléments dans la photo (Natural Resources Canada, 2016). Il est important de noter que plus le nombre de bits augmente, plus la taille des images sera grande en raison de la quantité d'information qu'elle va contenir ce qui peut engendrer des problèmes d'espace sur des disques durs si de nombreuses images sont captées et requises (Théau, J. comm. pers., 2020).



Figure 1.6 : Représentation de trois résolutions radiométriques (1) 24-bit – 16M couleurs, (2) 8-bit – 256 couleurs et (3) 4-bit – 16 couleurs

Source : Marcer, 2015

1.2 Utilisation des pièges photographiques

Le piège photographique est l'une des premières technologies de télédétection à avoir été employée par les scientifiques afin de récolter des données écologiques sur des espèces animales (Kucera & Barrett, 1993). Le piège photographique se compose principalement d'une caméra permettant de capturer des photos ou des vidéos, ainsi que d'un déclencheur qui détecte la présence des animaux dans le milieu afin de démarrer la prise de vue (WWF, 2017).

1.2.1 Caractéristiques

Au cours des vingt dernières années, les pièges photographiques ont grandement évolué vers l'ère du digital et il existe maintenant une grande variété de modèles (Tableau 1.1). En effet, il existe de nombreux modèles préassemblés vendus notamment pour la chasse, mais les chercheurs ont aussi la possibilité de créer eux-mêmes leur piège à la main (Figure 7). Grâce à cette grande diversité de pièges, les chercheurs ont la possibilité de choisir parmi plusieurs modèles dont le prix peut varier grandement. À ce sujet, le prix par unité pour les pièges commerciaux peut varier de quelques dizaines de dollars pour des pièges d'entrée de gamme à plus de mille dollars pour des pièges plus performants, alors que pour les pièges faits main, le coût peut varier de quelques centaines de dollars à plusieurs milliers (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017). Ce prix est directement lié aux caractéristiques des appareils, notamment, le mode de transmission et d'enregistrement, le type et la résolution des capteurs retrouvés dans les pièges, ainsi que le type de déclencheur employé.



Figure 1.7 : Pièges photographiques commerciaux et faits à la main

Source : Browning, s.d. ; Burrards-Lucas, 2017

En ce qui a trait au mode de transmission et d'enregistrement, deux possibilités s'offrent aux chercheurs avec les caméras modernes. La première est l'enregistrement sur une carte mémoire insérée directement dans le piège photographique. Lors de la prise de vue, les images et les vidéos captées vont s'enregistrer dans l'appareil puis lorsque le chercheur viendra récupérer la caméra ou simplement la carte mémoire, il aura accès aux prises de vue. Pour ce qui est des caméras plus dispendieuses, les chercheurs ont maintenant la possibilité de recevoir les captures directement via cellulaire ou via un réseau sans fil créé par la caméra (WWF, 2017). Les images peuvent donc être envoyées directement à leur cellulaire, à une adresse courriel ou encore à une station centrale dans les cas des pièges utilisant des réseaux sans fil

(WWF, 2017). À noter, cependant, que l'utilisation de certains pièges se connectant via les réseaux cellulaires n'est pas toujours possible dans des régions où les signaux cellulaires sont faibles ou inexistantes (WWF, 2017).

Ensuite, le type de capteur et la résolution sont deux autres caractéristiques à prendre en compte lors du choix du piège photographique. À ce sujet, les caméras modernes sont équipées de capteurs infrarouges qui permettent la capture d'image tant le jour que la nuit (Figure 8) ce qui donne la possibilité d'étudier des espèces diurnes et nocturnes selon les objectifs de la recherche (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017).



Figure 1.8 : Exemples d'images captées à l'aide de pièges photographiques. Images : (1) ratel (*Mellivora capensis*), (2) civette africaine (*Civettictis civetta*), (3) mangouste rouge (*Galerella sanguinea*), (4) chat (*Felis catus*), (5) genette tigrine (*Genetta tigrina*), (6) mangouste naine du Sud (*Helogale parvula*)

Source : Williams *et al.*, 2018

Tableau 1.1 : Exemples de pièges photographiques commerciaux utilisés pour le suivi des populations animales

Modèle de piège photographique	Prix (US \$)	Détecteur	Type de flash	Vitesse de capture (s)	Champ de vision (degrés)	Portée de détection (m)	Type de données récoltées	Enregistrement	Résolution du capteur d'image (mégapixels)
DLC Covert Reveal	~ 130	Infrarouge	Xenon	1.20		10.7	Images et vidéos RGB ou infrarouges	Carte SD	5 et 0.3
Moultrie M80	~ 100	Infrarouge	Infrarouge	1.60	50	12.2	Images RGB ou infrarouges	Carte SD	5
Cuddeback CuddeLink Long Range IR	~ 200	Infrarouge	Infrarouge	0.25		30.5	Images RGB ou infrarouges	Carte SD	5 à 20
UWAY UM562	~ 330	Infrarouge	Infrarouge	1.20		2.4	Images RGB ou infrarouges	Carte SD et cellulaire	5
Reconyx HC600	~ 550	Infrarouge	Infrarouge	0.28	42	18.3	Images RGB ou infrarouges	Carte SD	3.1
Spypoint Link-S (AT&T)	~ 500	Infrarouge	Infrarouge	0.07		36.6	Images et vidéos RGB ou infrarouges	Carte SD et cellulaire	12 et 0.92
Reconyx XS8	~ 700	Infrarouge	Infrarouge (LED)	1.05 (photo) et 1.04 (vidéo)		18.3	Images et vidéos RGB ou infrarouges	Carte SD	3, 5 ou 8 et 2.1
Pixcontroller Raptor	~ 1000	Infrarouge	Infrarouge	1.00		24.4	Images et vidéos RGB ou infrarouges	USB et cellulaire	5

Sources : Trail Camera and More, 2012 ; The Scoutguard and Uway, 2012 ; Rovero *et al.*, 2013 ; Reconyx, 2015 ; Cuddeback, 2016 ; Santa Barbara Surveillance Systems, 2017 ; SpyPoint, 2020 ; Best Trail Camera Reviews, 2020 ; TrailCamPro, 2020a ; TrailCamPro, 2020b ; TrailCamPro, 2020c

En outre, il existe plusieurs types de déclencheurs qui permettent de détecter les animaux qui passent devant les pièges photographiques. Le premier mécanisme qui, pour certain, n'est pas à considérer comme un piège photographique puisque ce ne sont pas les animaux qui le déclenchent consiste à acquérir plusieurs photos à un intervalle prédéterminé. Une vidéo peut ensuite être créée grâce à l'assemblage des prises de vue ou il est possible d'utiliser les données comme des échantillons à intervalle fixe, permettant alors d'estimer, par exemple, le taux d'occupation. Ce mécanisme est principalement utilisé lorsque le domaine vital des animaux est connu, que l'animal passe fréquemment à un certain endroit ou encore qu'aucune activité animale dans le milieu ne soit assez importante pour que le déclencheur détecte sa présence et démarre la prise de vue (Culter & Swann, 1999). Le second type de mécanisme utilisé pour démarrer la prise de vue est le déclencheur actif ou passif (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017 ; Jacobs & Ausband, 2018). Les premiers mécanismes de ce type à avoir été utilisés étaient, notamment, des fils de détente, des faisceaux lumineux ou encore des plaques de pression qui envoyaient un signal au piège lorsqu'ils étaient perturbés (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017). Les caméras modernes, elles, utilisent généralement des tapis de pression sans fils ou des capteurs infrarouges passifs ou actifs (Rovero *et al.*, 2013 ; Welbourne *et al.*, 2016 ; WWF, 2017). Les tapis de pressions sans fils sont constitués d'une membrane munie de détecteurs de pression qui s'activent lorsqu'un animal marche dessus puis, à l'aide d'un transmetteur, active le piège photographique (Pixcontroller, s.d.). Ensuite, les capteurs infrarouges actifs, eux, se composent d'un émetteur qui produit un rayon infrarouge et d'un détecteur placé en face afin de détecter le rayon infrarouge (WWF, 2017). Lorsqu'un animal passe entre les deux appareils, le faisceau est alors interrompu et le déclencheur envoie un message à la caméra pour qu'elle débute la prise de vue (WWF, 2017). Finalement, pour ce qui est des capteurs infrarouges passifs (CIP), ils sont activés par un changement au niveau des radiations électromagnétiques dans le milieu, notamment des changements de température dans le milieu (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017). Lorsqu'un animal passe devant le piège, le déclencheur perçoit le changement de signature thermique entre le corps de l'animal et l'environnement ce qui déclenche la prise de vue (WWF, 2017 ; Jacobs & Ausband, 2018). Il est important de noter que les CIP possèdent quelques désavantages soit que la détection des animaux n'est pas toujours possible, notamment s'ils sont trop petits ou ectothermes et que ce type de capteur peut facilement être enclenché par d'autres éléments de l'environnement tels que le soleil ou de la végétation (WWF, 2017).

Par la suite, le champ de vision et la zone de détection sont deux caractéristiques importantes à tenir en compte, bien qu'il ne s'agisse pas d'un paramètre fixe (WWF, 2017). En règle générale, le champ de vision des pièges photographiques se retrouve entre 35° et 100° et est déterminé par la longueur focale de l'objectif de la caméra (WWF, 2017). Pour ce qui est de la zone de détection, elle varie généralement entre 30 mètres carrés et 300 mètres carrés selon le modèle de piège (WWF, 2017). De plus, deux facteurs principaux impactent le champ de vision et la distance de détection dans le milieu, soit les conditions environnementales et les caractéristiques de l'espèce étudiée (WWF, 2017). Tout d'abord, la densité du couvert végétal, ainsi que le relief du milieu sont deux conditions environnementales pouvant affecter négativement le champ de vision et la distance de détection (WWF, 2017). Ensuite, pour ce qui est des animaux, la vitesse de déplacement, la taille des individus, ainsi que la quantité d'infrarouges émis, notamment en raison de leur température corporelle, ne sont que quelques exemples de facteurs pouvant influencer la détection des individus par les pièges photographiques (WWF, 2017).

Finalement, la dernière caractéristique à prendre en compte est le mode d'installation des pièges sur le terrain. Puisqu'il s'agit de dispositifs qui restent longtemps dans le milieu, certaines précautions doivent être prises en compte lors de l'installation. Tout d'abord, les chercheurs doivent s'assurer de placer les pièges de façon optimale (ex. champ de vision, distance de détection) dans le milieu afin de répondre le mieux possible à leurs objectifs (WWF, 2017). L'un des éléments à tenir en compte afin d'optimiser la détection des individus, notamment grâce à leur signature thermique, est la hauteur à laquelle le piège devra être placé (Meek *et al.*, 2016). En effet, des pièges placés entre 0.3 mètre et 1 mètre du sol permettent d'augmenter la zone de détection et de documenter les individus capturés grâce aux marques corporelles puisqu'ils passeront plus de temps devant la caméra (Meek *et al.*, 2016). Le fait de placer les pièges plus proches du sol permettra aussi de diminuer la quantité d'images sans animaux et ceci est d'autant plus vrai si la température ambiante est élevée puisque les détecteurs infrarouges, si utilisés, auront plus de difficulté à différencier les signatures thermiques du milieu et de l'animal (Jacobs & Ausband, 2018). Cependant, il est important de noter que plus les pièges sont placés en hauteur, moins il y aura de chances qu'un animal les endommage ou encore qu'ils soient volés par des gens mal intentionnés (Meek *et al.*, 2016 ; WWF, 2017).

1.2.2 Avantages

Les pièges photographiques possèdent certains avantages qui font en sorte qu'il s'agit toujours d'un type de télédétection utilisé à ce jour par les scientifiques. Tout d'abord, ils permettent d'identifier les animaux de façon plus précise que certaines méthodes traditionnelles telles que l'observation de traces le long d'un transect, par exemple, dans le cas où une espèce laisserait des traces similaires à une autre espèce se trouvant dans le milieu (Bull *et al.*, 1992). En effet, grâce aux photos ou vidéos récoltées, la détection de l'espèce et la validation de l'identité des individus peuvent être plus faciles à réaliser que lors d'un échantillonnage visuel par un observateur sur le terrain (Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2017). À ce sujet, des individus d'une espèce peuvent parfois être difficiles à identifier et localiser dans des environnements où la visibilité est réduite (Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2017).

De plus, un second avantage associé aux pièges photographiques est la grande polyvalence de cette technologie. Les pièges photographiques offrent la possibilité de récolter des observations de façon simultanée lorsque plusieurs pièges sont déployés en même temps dans le milieu, ainsi que d'échantillonner continuellement sur de longues périodes de temps ce qui permet d'épargner du temps et de l'argent si plusieurs sorties étaient de mise afin de répondre aux objectifs de recherche (Cowardin, 1969 ; Mace *et al.* 1994 ; Jacobs & Ausband, 2018). Ils offrent aussi la possibilité d'étudier une grande gamme d'habitats, et ce, sur de grandes échelles spatiales (Cutler & Swann, 1999 ; Meek *et al.*, 2012; Steenweg *et al.*, 2016 ; Jacobs & Ausband, 2018). Cette polyvalence se traduit aussi par le fait que les pièges photographiques permettent d'étudier une grande gamme d'espèces animales, passant des insectes aux grands mammifères (Cutler & Swann, 1999). À ce sujet, les pièges photographiques ont aussi l'avantage de permettre aux chercheurs d'étudier certaines espèces qui seraient très difficiles à étudier autrement : espèces rares, agressives, difficiles à observer ou même protégées comme démontré sur la Figure 9 (Culter & Swann, 1999). Puisque certaines espèces sont sensibles à la présence physique d'humains dans leur habitat et sont susceptibles de changer leur comportement, l'utilisation de pièges permet de capter des images sans que des humains soient présents dans le milieu comme ça serait le cas, par exemple, lors de l'échantillonnage par transects (Culter & Swann, 1999).

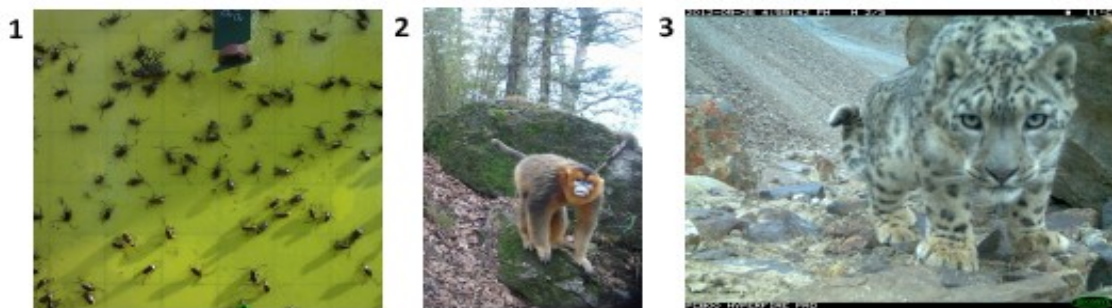


Figure 1.9 : Exemples d’animaux en danger d’extinction et d’insectes captés à l’aide de pièges photographiques. Images : (1) Coleoptera sp., (2) Rhinopithèque de Roxellane (*Rhinopithecus roxellana*), (3) léopard des neiges (*Panthera uncia*)

Sources : (1) Metos, s.d.; (2) Hance, 2011 ; (3) Zahler, 2016

1.2.3 Limites

Bien que cette technologie possède certains avantages qui font en sorte que l’utilisation de pièges photographiques est préconisée dans certaines études, il est important d’identifier et de comprendre les désavantages de cette technique d’échantillonnage. Le premier désavantage identifié par les scientifiques est le fait que la technologie peut être relativement dispendieuse selon les objectifs de l’étude. Effectivement, lorsque l’étude est effectuée sur un grand territoire, il peut être nécessaire de déployer un grand nombre de pièges afin d’obtenir des résultats significatifs. Ce grand nombre de pièges peut devenir très rapidement dispendieux et par le fait même non accessible à certains chercheurs (Cutler & Swann, 1999). Ce dernier désavantage devient d’autant plus important lorsque l’on sait que la densité de caméras déployées et la durée du recensement sont des facteurs qui affectent les estimations des paramètres populationnels (Karanth, 1995; Jacobson *et al.*, 1997 ; Koerth *et al.* 1997).

Le second désavantage des pièges photographiques est le fait que l’équipement laissé dans le milieu peut avoir un effet sur les animaux présents dans la zone. Bien que les pièges permettent une absence d’humains dans la zone, les équipements laissés dans le milieu et les activités humaines reliées à l’installation de l’équipement et à son entretien, notamment pour changer les batteries et récolter les images captées peuvent déranger certains animaux. La senteur humaine peut notamment attirer ou faire fuir les prédateurs, influencer le comportement et les activités animales dans la zone ou encore déranger

les sites de nidification (Culter & Swann, 1999). Cependant, il est important de noter que l'effet est moins prononcé en comparaison à un échantillonnage par observations directes.

Un troisième désavantage de la technologie vient du fait que les images captées ne sont pas toujours celles qui sont recherchées, que les pièges ne se déclenchent pas toujours et qu'ils se déclenchent parfois en retard (Jacobs & Ausband, 2018). À ce propos, les pièges photographiques peuvent créer des images vierges qui sont des images ne présentant aucune présence animale. Ce type d'erreur survient lorsque le déclencheur est trop lent pour capter l'animal passant devant le piège, qu'il y a une différence de température entre, par exemple, la végétation et l'arrière-plan ou encore qu'un mouvement autre qu'un mouvement animal cause le déclenchement des pièges (Jacobs & Ausband, 2018 ; Welbourne *et al.*, 2016). Cette erreur peut causer certains problèmes tels qu'utiliser inutilement les piles, remplir les cartes mémoires et augmenter considérablement le temps d'analyse de données (Jacobs & Ausband, 2018). Il est important ici de noter que durant les cinq dernières années, la plupart des marques ont nettement amélioré la vitesse de déclenchement permettant de diminuer ce type d'erreur, bien que lorsque les animaux se déplacent très vite, le problème est toujours présent. Une seconde source d'erreur possible avec les pièges photographiques est un déclenchement raté ou manqué du piège. Cette erreur se produit lorsqu'un animal passe devant le déclencheur, mais que le piège ne prend pas de photo ou de vidéo. Un bon exemple est lorsque la température de l'arrière-plan est similaire à la température corporelle de l'animal et que le capteur infrarouge n'est donc pas capable de faire la différence entre les deux (Jacobs & Ausband, 2018).

Un quatrième désavantage recensé dans la littérature est le fait que la détection des petits animaux est plus difficile que pour les gros animaux. Effectivement, bien que les pièges photographiques soient capables de capter des images pour une panoplie d'espèces de petite et grande taille, ils ne sont pas toujours aussi efficaces et il peut alors être difficile de dire si la détectabilité est la même entre les habitats étudiés et au niveau intra et interspécifique (Laurance & Grant, 1994 ; Karanth, 1995 ; Jacobson *et al.*, 1997 ; Koerth *et al.*, 1997 ; Hernandez, 1997 ; Jacobs & Ausband, 2018). À noter que l'utilisation de leurres olfactifs ou visuels peut diminuer les effets de ce désavantages en attirant les animaux en face du piège (Cutler & Swann, 1999).

1.3 Utilisation d'aéronefs avec équipage

1.3.1 Caractéristiques

Les aéronefs avec équipages font partie des outils utilisés en conservation et gestion de la faune afin d'aider les scientifiques à détecter et suivre les populations animales. Ce type d'échantillonnage peut être fait à partir d'hélicoptères ou encore d'avions selon les objectifs de la recherche. Pour ce faire, les chercheurs ont souvent recourt à une reconnaissance systématique du milieu durant laquelle l'appareil suit plusieurs transects préalablement définis (Johnston *et al.*, 2017 ; Lamprey *et al.*, 2020). Les transects peuvent être de deux configurations : (1) une bande de longueur et largeur prédéfinies dans laquelle chaque animal est compté ou (2) une ligne le long de laquelle les animaux sont détectés puis la distance les séparant de la ligne est estimée (Figure 10) (Lamprey *et al.*, 2020). Contrairement aux transects par bande, les transects en ligne permettent de prendre en compte la diminution de la détection plus la distance par rapport au transect augmente (Buckland *et al.*, 1993).

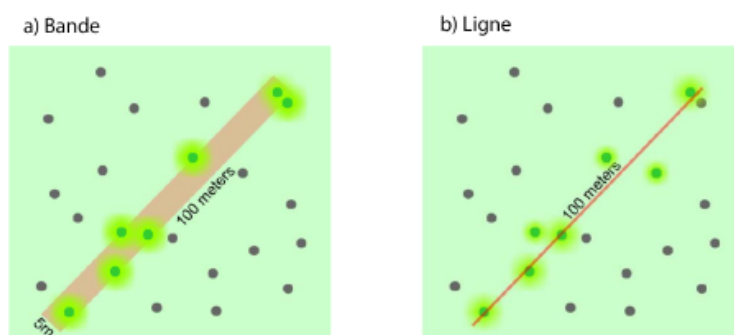


Figure 1.10 : Représentation graphique d'un transect en bande et d'un transect en ligne

Source : Carthy *et al.*, 2005

Selon les besoins, il est aussi possible d'effectuer la prise de données de façon *in-situ* ou *ex-situ*. Dans le cas de l'échantillonnage *in-situ*, des observateurs à bord des appareils détectent et comptent à la vue les animaux (Wang *et al.*, 2019). Dans le cas de l'échantillonnage *ex-situ*, le même principe est suivi, à l'exception de la méthode d'observation. Au lieu de faire le décompte des animaux observés sur place, les chercheurs vont prendre des photos (RGB ou infrarouges) ou des vidéos directement à partir de l'appareil (Figure 11) puis vont les analyser et faire le décompte des animaux captés une fois le vol terminé

(Wang *et al.*, 2019). Au sujet de la Figure 11, elle permet d'illustrer différents aspects liés à la résolution spatiale des images, le contraste entre les animaux et leur environnement qui facilite la détection, ainsi que l'angle de vue. De plus, ce qui diffère l'échantillonnage *ex-situ* de l'échantillonnage *in-situ* est le traitement des données qui peut être très long (Lamprey *et al.*, 2020). En effet, lors de l'échantillonnage *ex-situ*, les chercheurs doivent analyser les nombreuses photos ou vidéos obtenues sur le terrain afin de faire le décompte des animaux observés. Une étape de plus est donc présente si on compare avec l'échantillonnage *in-situ*, mais cette étape peut aider à détecter les animaux, peut permettre la réinterprétation des données et peut être effectuée par des personnes qui ne sont pas hautement qualifiées (Lamprey *et al.*, 2020). À ce sujet, les chercheurs ont la possibilité d'utiliser des caméras avec un grand nombre de mégapixels permettant d'obtenir des images avec une résolution allant jusqu'à quelques centimètres par pixel (Johnston *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019). De plus, selon le type d'aéronefs avec équipage, les observateurs ont la possibilité de prendre des images de chaque côté de l'appareil engendrant une perte d'information directement sous l'appareil (Figure 12) ou ils peuvent utiliser des systèmes de caméras placés directement sous le corps de l'aéronef afin d'optimiser la détection sous l'appareil, tel que vu dans l'étude de Johnston *et al.* (2017) qui tentait de comparer l'utilisation de drones et d'aéronefs avec équipage pour étudier les populations de phoques gris (*Halichoerus grypus*) sur l'île Muskeget aux États-Unis. Dans leur étude, les images produites par le système de trois caméras placées sous l'appareil se chevauchaient permettant une vision complète de la zone d'étude (Johnston *et al.*, 2017).

Ensuite, pour ce qui est de l'altitude de vol et du champ de vision, les deux changent selon les besoins de l'étude et la méthodologie déterminée par les chercheurs. Comme il est possible de voir sur la Figure 12 qui représente de façon schématique deux études de 2014 et 2015, les chercheurs ont choisi une approche très différente. Avec l'aide du système de caméra sous l'appareil, et avec une altitude de 610 mètres, Connelly *et al.* (2014) avaient 4 champs de vision de 50 mètres de large. Pour ce qui est de Oliveira Alves *et al.* (2013a), l'équipe avait décidé de voler à une altitude de 150 mètres ce qui leur a permis d'obtenir des champs de vision de 321.7 mètres de large. Les chercheurs doivent donc décider l'altitude à laquelle l'appareil volera et de la technique qui sera employée afin de répondre le mieux possible aux objectifs de la recherche et ce, tout en respectant les lois en vigueur dans le pays où l'étude prendra place (Connelly *et al.*, 2014).

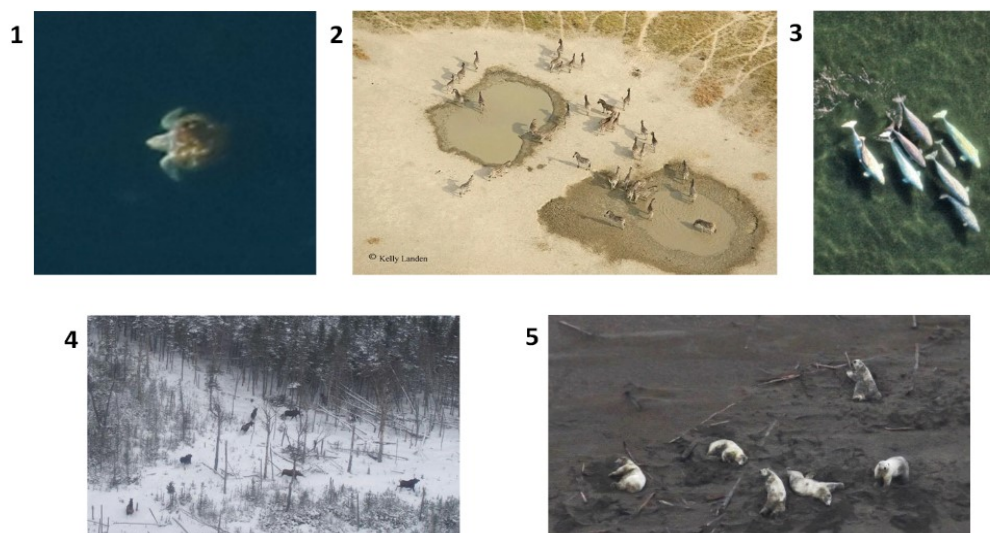


Figure 1.11 : Exemple d’images captées à l’aide d’aéronefs avec équipage démontrant les possibilités quant à leur utilisation dans différents milieux et avec différentes espèces. Images : (1) tortue sp., (2) zèbres sp., (3) bélugas (*Delphinapterus leucas*), (4) orignaux (*Alces americanus*) et (5) ours blancs (*Ursus maritimus*)

Sources : (1) Offshore Wind, 2016 ; (2) Whitehead, 2011 ; (3) NOAA Fisheries, 2017 ; (4) Kresin, 2017 ; (5) Polar Bear Science, 2020

1.3.2 Avantages

L’utilisation d’aéronefs avec équipage comporte quelques avantages en comparaison aux autres techniques dont il est question dans ce document. Le premier avantage recensé dans la littérature vient du fait qu’avec un avion ou un hélicoptère, il est possible d’échantillonner une grande zone de plusieurs milliers de kilomètres carrés, et ce, grâce à l’autonomie de vol des appareils qui est de plusieurs heures selon le modèle et le type d’aéronef employé (Christie *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019). Les scientifiques ont alors la possibilité d’échantillonner une grande superficie en peu de temps permettant alors de dresser à plus grande échelle le portrait d’une population animale en comparaison à d’autres techniques de télédétection qui permettent, en général, des études à plus petite échelle (Christie *et al.*, 2016).

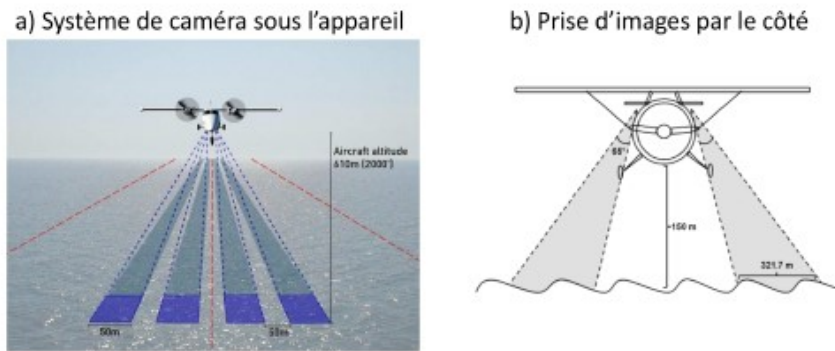


Figure 1.12 : Représentations schématiques d'échantillons *ex-situ* à bord d'avions selon deux types d'approches quant à la prise d'image

Sources : (a) Connelly *et al.*, 2014 ; (b) De Oliveira Alves *et al.*, 2013a

Un second avantage de cette technique de télédétection vient du fait que l'utilisation d'aéronefs avec équipage permet parfois d'obtenir une probabilité de détection meilleure qu'avec d'autres techniques telles que les drones, notamment par le fait que des observateurs peuvent prendre des images de chaque côté de l'appareil augmentant alors le territoire échantillonner et donc la probabilité de détection. Aussi, la probabilité de détection peut varier selon différents facteurs comme l'altitude de vol, l'angle de la prise de vue, ainsi que les espèces, leur morphologie et leur comportement (Buckland *et al.*, 2001 ; Hodgson *et al.* 2013 ; Schofield *et al.*, 2019). Il est important ici de noter que ces deux dernières affirmations sont surtout véridiques pour l'échantillonnage *ex-situ*, puisque les images captées permettent d'enlever partiellement le facteur humain sur le terrain (fatigue, ennui, expérience, etc.) (Barber *et al.*, 1991). La probabilité de détection se définit comme étant la probabilité qu'un individu d'une population d'intérêt soit détecté et inclus dans le décompte au temps ou à un site x (MacKenzie et Kendall, 2002). Si les chercheurs sont en mesure de l'estimer, la probabilité de détection peut apporter une force supplémentaire dans les analyses populationnelles, notamment pour ce qui est de l'abondance (MacKenzie et Kendall, 2002).

Un troisième avantage vient de la grande polyvalence de cette technique de télédétection. Effectivement, la technique permet de détecter tant des animaux plus petits que 60 centimètres que des grands, de faire le décompte de populations à basses ou hautes abondances et d'étudier les espèces dans des environnements ouverts ou partiellement fermés selon la technique employée (Wang *et al.*, 2019). La

technique employée est d'ailleurs importante puisqu'elle peut, par exemple, permettre d'obtenir un décompte plus précis des individus dans une population très abondante (Barber *et al.*, 1991). C'est d'ailleurs pour cette raison que Barber *et al.* (1990) ont employé une caméra infrarouge pour l'étude d'une population de morses (*Odobenus rosmarus*) dans l'Arctique canadien, espèce qui peut se retrouver en groupe de plusieurs centaines d'individus. À l'aide de la caméra, ils ont pu détecter 6 plus petits groupes d'individus qui n'avaient pas été détectés à l'aide de l'interprétation de caméras ordinaires (Barber *et al.*, 1991).

Un quatrième avantage lié à l'utilisation d'aéronefs avec équipage pour faire la gestion et le suivi des populations animales vient du fait que les appareils sont très gros et puissants permettant de voler avec une quantité significative d'équipement (Christie *et al.*, 2016). Selon les modèles, le poids pouvant être supporté par l'appareil peut être de plusieurs centaines de kilogrammes à plusieurs tonnes (Christie *et al.*, 2016). Il est donc possible d'apporter sans problèmes plusieurs observateurs et beaucoup de matériel photographique ou vidéographique si les objectifs de la recherche en requièrent.

Finalement, un cinquième et dernier avantage vient du fait que les techniques d'approches sont bien éprouvées et sont utilisées depuis de nombreuses années sur certaines espèces. Ces méthodes éprouvées et utilisées depuis de nombreuses années permettent la conservation et la gestion des populations grâce, notamment, à l'étude des impacts causés par les humains sur les populations animales (Kingsford & Porter 2009). Un bon exemple de l'utilisation des aéronefs avec équipage depuis plusieurs années sur certaines espèces est le décompte de vingt espèces de canards en période d'accouplement qui est effectué chaque année en Amérique du Nord depuis les années 1950 sur une superficie de près de 3.6 millions de km² grâce à des transects de 200 mètres de large parcourus aléatoirement (Blohm *et al.*, 2006). Durant ce recensement, un pilote biologiste s'occupe du décompte des canards et des oies d'un côté de l'appareil et un biologiste de tous les oiseaux aquatiques de l'autre côté (Blohm *et al.*, 2006 ; Kingsford & Porter, 2009). Grâce à ce décompte sur plus de 85 000 kilomètres de transects chaque année, les données recueillies permettent de faire la gestion des populations d'oiseaux aquatiques qui était estimée à 14 millions d'individus en 2002 (Blohm *et al.*, 2006 ; Kingsford & Porter, 2009).

1.3.3 Limites

Bien que cette technique ait beaucoup été utilisée afin de détecter et suivre les populations animales, elle comporte un certain nombre de désavantages qui poussent parfois les chercheurs à utiliser de plus en plus les drones pour leur échantillonnage. Le premier désavantage est le coût relié à la technologie. En effet, la location d'aéronefs avec équipage peut coûter plusieurs centaines de dollars à quelques milliers par heure selon le type d'appareil (Christie *et al.*, 2016). Les coûts d'utilisation peuvent donc rapidement monter lorsque l'étude nécessite plusieurs sessions d'échantillonnage. En plus du coût relié aux appareils, il est important de ne pas oublier les coûts liés à l'emploi du pilote, à l'essence, ainsi qu'aux caméras dans le cas où leur utilisation soit requise (Wang *et al.*, 2019). Cependant, l'évaluation précise des coûts associés à l'utilisation d'aéronefs avec équipage est difficile à faire puisque les prix varient beaucoup, notamment en fonction du lieu où est effectuée l'étude et de l'accessibilité des appareils (Wang *et al.*, 2019).

Un second désavantage souvent recensé dans la littérature se trouve à être l'aspect dérangeant des aéronefs sur la faune. Effectivement, le niveau de décibels perçus par un observateur au sol est entre 75 db et 88 db pour un avion et d'environ 95 db pour un hélicoptère volant à 100 mètres d'altitude (Christie *et al.*, 2016). À ce sujet, les études de Bleich *et al.* (1994) et de Brambilla & Brivio (2018) avaient comme objectif principal d'évaluer l'effet des hélicoptères sur le comportement de deux espèces d'ongulés de montagne. Les résultats de l'étude de Bleich *et al.* (1994) ont démontré que les hélicoptères affectaient significativement le comportement et les déplacements des chèvres de montagnes (*Ovis canadensis*). Les mêmes observations ont été faites lors des recherches de Brambilla & Brivio (2018) qui ont évalué que les bouquetins des Alpes (*Capra ibex*) ne s'habituait pas au passage des appareils et que les changements comportementaux observés lors de passages fréquents pourraient affecter la condition corporelle de ces ongulés. Dans la même gamme d'idée, des taux de mortalité élevée ont été observés dans des colonies de morses à la suite de débandades causées par le passage d'aéronefs avec équipage (Udevitz *et al.*, 2013).

Un troisième désavantage d'utiliser des aéronefs avec équipage pour la détection et le suivi des populations animales est la présence d'un risque d'écrasement puisqu'ils volent souvent à basse altitude. En effet, il s'agit de la première cause de mortalité chez les biologistes (Sasse, 2003 ; Wiegmann & Taneja,

2003 ; Watts *et al.*, 2010 ; Christie *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019). Pour un total de 91 chercheurs décédés entre 1937 et 2000, 52 furent causées par des accidents d'avions ou d'hélicoptères (Sasse, 2003).

Un quatrième et dernier désavantage de cette technique de télédétection est le côté subjectif et peu reproductible des comptages. En effet, l'interprétation visuelle des observateurs, pour ce qui est de l'échantillonnage *in-situ* peut être biaisée par plusieurs facteurs, par exemple l'expérience, l'ennui et la fatigue puisque les sessions d'échantillonnages sont parfois longues ce qui peut être difficile pour certaines personnes (Barber *et al.*, 1991 ; Lamprey *et al.*, 2020). Dépendamment de la personne, les décomptes ne sont donc pas toujours les mêmes puisque l'appareil bouge et que les animaux sont stationnaires, bougent à des rythmes différents ou se cachent (Tracey & Fleming, 2007). De plus, des animaux plus loin peuvent être plus difficiles à percevoir rendant leur détection plus complexe pour certaines personnes (Fleming & Tracey, 2008). À noter que d'autres facteurs sont en cause dans le côté subjectif et peu reproductible des comptages. Le type d'aéronef avec équipage utilisé, l'altitude de vol, les caractéristiques de l'espèce étudiée (couleur, taille, forme, comportement, etc.), la topographie de la zone, le couvert végétal, ainsi que les conditions météorologiques ne sont que quelques exemples de facteurs recensés par Fleming & Tracey (2008). À ce sujet, les aéronefs avec équipage possèdent une utilité nulle dans des zones de forêt dense pour ce qui est de la détection et du suivi des espèces terrestres ou lorsque le territoire est presque toujours sous un épais couvert nuageux.

1.4 Utilisation de satellites

1.4.1 Caractéristiques

En orbite autour du globe terrestre, les satellites ont fait leur première apparition dans l'espace dans les années 1957 avec le lancement de Spoutnik 1 par l'URSS (NASA, 2007). Depuis, une grande quantité de satellites ont été envoyés, notamment afin d'étudier les processus terrestres et les phénomènes dans l'atmosphère, mais surtout pour les télécommunications (NASA, 2017b). Deux types de satellites peuvent être retrouvés en orbite. Le premier est le satellite possédant un capteur passif qui mesure les sources naturelles de radiations électromagnétiques reflétées ou émises par les surfaces terrestres (Pettorelli *et al.*, 2018). Le second type est le satellite avec un capteur actif qui lui, émet un rayonnement

électromagnétique vers la Terre, puis mesure la rétrodiffusion des ondes produites (Pettorelli *et al.*, 2018). À noter qu'avec les deux types de satellites, des images sont produites et que ce sont ces dernières que les chercheurs et gestionnaires utilisent lorsqu'ils emploient les satellites comme technique de télédétection. Tel qu'il est possible d'observer sur la Figure 13, les satellites permettent de détecter et faire le suivi de plusieurs espèces de grandes tailles à partir de l'orbite terrestre dans différents milieux ouverts.

De plus, les satellites ont la possibilité d'avoir plusieurs types de capteurs qui détectent différentes parties du spectre électromagnétique. Effectivement, la plupart des satellites employés sont capables de capter le spectre du visible et de l'infrarouge, incluant l'infrarouge thermique (Williamson *et al.*, 2019). À noter que quelques-uns ont aussi la capacité de capter les micro-ondes (Williamson *et al.*, 2019). Parmi les capteurs les plus utilisés en écologie marine, on retrouve notamment AVHRR, MODIS et SeaWiFS qui procurent 90% de toutes les données satellites employées, mais qui possèdent une résolution spatiale dans l'ordre du 100 mètres et plus ce qui n'est pas adéquat dans la détection et le suivi des populations animales (Williamson *et al.*, 2019). De plus, beaucoup de chercheurs ont recourt à l'imagerie multispectrale au lieu de l'imagerie panchromatique puisqu'elle permet d'obtenir plus d'informations spectrales (Wang *et al.*, 2019). Cependant, il est important de noter que l'imagerie multispectrale possède une résolution spatiale proche du mètre ce qui permet uniquement d'étudier les plus gros animaux qui mesurent plusieurs mètres (Wang *et al.*, 2019).

En ce qui a trait à la résolution spatiale des capteurs, les avancées technologiques des dernières années ont permis un développement important à ce niveau. De nos jours, les satellites optiques tels que WorldView-3 et Worldview-4 permettent d'obtenir des images avec des résolutions aussi fines que 31 cm par pixel dépendamment du spectre électromagnétique étudié, et ce, avec une couverture globale (Wang *et al.*, 2019). Cependant, il est important de noter que la résolution des capteurs infrarouges thermiques est beaucoup moins bonne, soit de quelques dizaines de mètres (ex. Landsat ETM+, Landsat TM) à plusieurs centaines de mètres (ex. NOAA) par pixel selon le capteur (Zhao & Wentz, 2016). Pour ce qui est des satellites radars tels que le TerraSAR-X, il est possible d'obtenir des images avec des résolutions allant jusqu'à 1 mètre par pixel (Wang *et al.*, 2019). Cependant, il est important de noter que les satellites radars

ne semblent pas être utilisés en détection animale puisque les signaux radars ne sont pas assez sensibles (Kuenzer *et al.*, 2014).

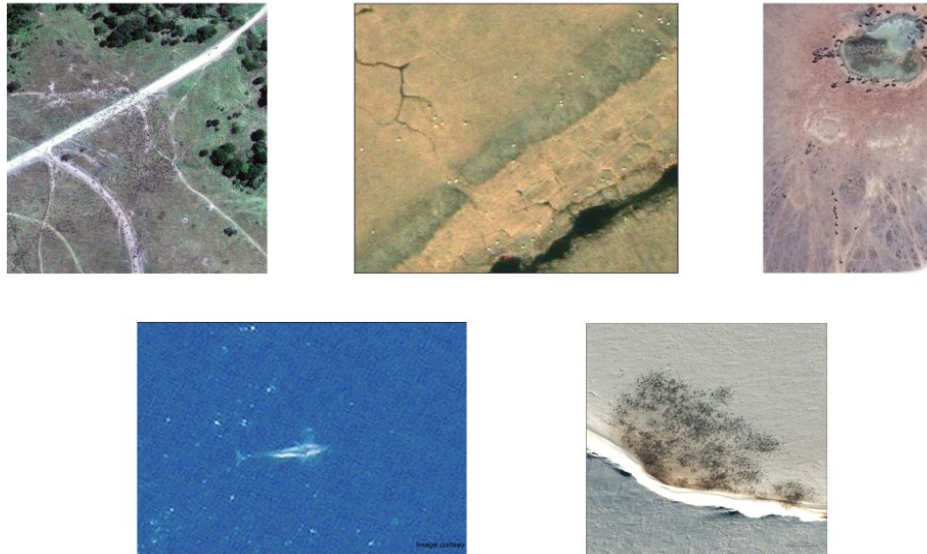


Figure 1.13 : Exemples d’images captées à l’aide de satellites démontrant les possibilités quant à leur utilisation dans différents milieux et avec différentes espèces. Images : (1) gnous (*Connochaetes sp.*), (2) caribous (*Rangifer tarandus*), (3) éléphants (*Loxodonta sp.*), (4) rorquals communs (*Balaenoptera physalus*) et (5) manchots empereurs (*Aptenodytes forsteri*)

Sources : (1) et (2) Satellite Imaging Corporation, 2017a ; (3) Duporge, 2019 ; (4) Daley, 2018 ; (5) Skywatch, 2017

Finalement, le prix lié à l’utilisation de cette technique de télédétection pour le suivi des populations animales varie grandement tel qu’il est possible d’observer dans le Tableau 1.2. Les facteurs affectant le prix par kilomètre carré sont notamment la résolution de l’image et la date de la prise de vue (Wang *et al.*, 2019). Wang *et al.* (2019) ont aussi évalué que pour obtenir des images avec un bas couvert nuageux garanti, les chercheurs devaient payer de 25\$ à 50\$US de plus que le prix régulier par kilomètre carré. Sachant les coûts associés, il est donc possible que certains chercheurs ayant un petit budget ne soient pas en mesure de se procurer des données recouvrant une grande échelle spatiale et/ou temporelle.

1.4.2 Avantages

Le premier avantage de cette technique de télédétection est le fait qu'elle est beaucoup moins invasive que d'autres technologies comme les drones ou les aéronefs avec équipage (Rieucou *et al.*, 2018). En effet, puisque les satellites sont en orbite autour de la planète, aucun impact direct sur les animaux n'est observé. De plus, grâce aux satellites, les chercheurs peuvent obtenir des données à de plus grandes échelles spatiales et plus rapidement que d'autres techniques de télédétection ce qui constitue un deuxième avantage (NASA, 2017 ; Williamson *et al.*, 2019).

Un troisième avantage recensé pour l'utilisation des satellites pour faire le suivi et la gestion des populations animales est la présence d'archives. En effet, étant donné que les premiers satellites ont été envoyés en orbite dans les années 70 et que les satellites prennent des données en continu depuis ce temps, il existe de nos jours une grande quantité d'images archivées qui sont accessibles aux chercheurs ou aux gestionnaires en ayant besoin (NASA, 2007 ; LandInfo, 2018). De plus, les compagnies sont maintenant encouragées à fournir un accès gratuit ou à un prix abordable aux banques d'images archivées afin d'encourager les chercheurs à utiliser l'imagerie satellite pour faire le suivi des populations animales (Wang *et al.*, 2019). Ce dernier point est d'ailleurs l'un des avantages de la technologie soit le fait que la disponibilité en données gratuites est croissante.

Le cinquième et dernier avantage vient du fait que les satellites donnent accès à des images qui normalement seraient difficiles à obtenir, notamment en raison de la situation géographique du milieu, en raison de la distribution des espèces sur de grands territoires, le coût d'accès à certains territoires comme les régions océaniques ou encore pour des raisons politiques (LaRue *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019). En effet, les satellites sont en orbite autour de la Terre permettant aux chercheurs et aux gestionnaires d'avoir accès à des informations qui pourraient être difficiles à obtenir avec d'autres méthodes d'échantillonnage. Un bon exemple est l'étude de Sibanda & Murwira (2012) durant laquelle seulement 36 transects sur 100 ont pu être échantillonnés en raison de l'accès difficile à la zone d'étude qui se trouvait dans la vallée du fleuve Zambèze, au Zimbabwe.

1.4.3 Limites

Les satellites sont associés avec un désavantage principal qui est la limite des résolutions spatiales et temporelles de la technologie. En comparaison aux autres techniques de télédétection, les satellites possèdent une résolution maximum de 31 centimètres par pixel qui est une résolution optimale pour étudier que très peu d'espèces (Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019). En effet, afin de pouvoir détecter convenablement un animal et pouvoir discerner entre les espèces, le corps des animaux doit occuper un minimum de 2 pixels (Wang *et al.*, 2019). Dans le cas des satellites avec une résolution spatiale se situant entre 0.31 m et 1 m, les animaux doivent donc mesurer un minimum de 60 centimètres afin d'être détectés (Wang *et al.*, 2019). Finalement, plusieurs facteurs affectent la résolution temporelle des satellites en réduisant la capacité qu'ont les chercheurs à capturer des événements ou des changements dans la dynamique environnementale sur de courtes périodes (Williamson *et al.*, 2019). Il s'agit du couvert nuageux, du design expérimental, ainsi que des caractéristiques de la trajectoire des satellites en orbite autour de la Terre (Koh & Wich, 2012 ; Koeva *et al.*, 2018 ; Williamson *et al.*, 2019 ; Mangewa *et al.*, 2019).

Un second désavantage lié à l'utilisation de l'imagerie satellite est le fait que l'acquisition d'images de qualité avec une résolution plus fine que 4 mètres par pixel tels que QuickBird et IKONOS est relativement chère et récente (Tableau 1.2) et peut être inaccessible pour certains chercheurs selon la résolution spectrale souhaitée (Ventura *et al.*, 2016). Ceci est d'autant plus vrai dans un contexte mondial où certains pays en développement possèdent des contraintes budgétaires rendant l'acquisition de données satellitaires difficile (Koh & Wich, 2012 ; Ventura *et al.*, 2016).

1.5 Utilisation des drones

1.5.1 Caractéristiques

Avec les avancées technologiques, l'utilisation de drones ou aéronefs non habités pour la détection et le suivi des populations animales est une méthode de télédétection de plus en plus commune en recherche.

Tableau 1.2 : Exemples de plateformes satellites commerciales utilisées pour le suivi des populations animales

Plateforme	Capteur	Résolution temporelle	Résolution spatiale (m/pixel)	Résolution radiométrique (bits)	Prix pour une nouvelle image (US\$ / km ²)	Prix pour une image d'archive (US\$ / km ²)	Année de lancement en orbite
IKONOS	Optique	Moins de 3 jours	Panchromatique : 0.82 m	11	24\$ - 48\$	10\$ - 20\$	1999
			Multispectrale : 3.2 m				
Pleiades-1A	Optique		Panchromatique : 0.70 m	12	12.50\$		2012
			Multispectrale : 2.8 m				
WorldView-2	Optique	1.1 jours ou moins à 1 m GSD ou 3.7 jours ou moins à 20 degrés hors nadir	Panchromatique : 0.46 m - 0.52 m	11	24\$ - 58\$	14\$ - 38\$	2009
			Multispectrale : 1.84 m - 2.08 m				
WorldView-3	Optique	Moins de 1 jour à 1 m GSD ou 4.5 jours ou moins à 20 degrés hors nadir	Panchromatique : 0.31 m - 0.34 m	11	24\$ - 58\$	14\$ - 38\$	2014
			Multispectrale : 1.24 m - 1.38 m				
GeoEye-1	Optique	Moins de 3 jours	Panchromatique : 0.46 m	11	17.50\$		2008
			Multispectrale : 1.84 m				

Sources : Satellite Imaging corporation, 2017 ; LandInfo, 2018 ; Airbus, 2019 ; Wang *et al.*, 2019 ; Apollo Mapping, 2020a ; Apollo Mapping, 2020b ; EOPortal, 2020

Un drone se définit comme un aéronef sans passager ni pilote pouvant voler de façon automatique ou contrôlé à distance à l'aide d'une télécommande (Larousse, s.d. ; Futura-Science, 2020). Les drones peuvent être séparés en deux classes (Figure 14) : les drones à voilure fixe (ex : avion) et les drones à voilure tournante (ex : hélicoptère). À ce sujet, les drones à voilure fixe ont un prix qui varie entre plusieurs milliers de dollars à plusieurs millions de dollars par unité, ont la possibilité de parcourir plusieurs centaines de kilomètres et peuvent avoir une autonomie de plusieurs heures, alors que les drones à ailes tournantes ont un prix qui varie entre plusieurs centaines de dollars à plusieurs milliers, peuvent parcourir quelques kilomètres à plusieurs dizaines de kilomètres et possèdent une autonomie de quelques minutes (Christie *et al*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019).



Figure 1.14 : Exemples de drones à ailes fixes ou tournantes utilisés pour le suivi des populations animales

Sources : (1) Koh & Wich, 2012 ; (2) Marris, 2019 ; (3) Ismail, 2017 ; (4) Palminteri, 2018 ; (5) DJI, 2018

En ce qui a trait à l'envol, les drones de type hélicoptère prennent leur envol à la verticale ce qui permet à l'opérateur d'utiliser ce type de drones sur des terrains accidentés, inégaux ou avec beaucoup de végétation (Wang *et al.*, 2019). Au contraire, les opérateurs de drones de style avion doivent avoir accès à un endroit large et dégagé afin que les appareils puissent décoller et atterrir en toute sécurité, bien que certains petits avions puissent être lancés à la main (Wang *et al.*, 2019). À noter qu'une zone d'atterrissage est tout de même requise pour les petits drones à ailes fixes (Wang *et al.*, 2019). Ce type de drone est

donc moins polyvalent et restreint les chercheurs en fonction de l'habitat et le type de terrain où est effectuée l'étude (Wang *et al.*, 2019).

Bien que certaines caractéristiques soient propres à chaque type de drone, de nombreuses caractéristiques sont partagées. La première est le fait que les appareils peuvent être achetés préfabriqués, être bricolés à la main ou être personnalisés selon les besoins de l'étude (Mangewa *et al.*, 2019). De plus, dans le cas des études fauniques, les drones sont généralement équipés de capteurs RGB, de capteurs infrarouges ou encore d'une combinaison des deux (Tableau 1.3 et 1.4), permettant une meilleure détection et de meilleurs résultats lors des décomptes (Mangewa *et al.*, 2019). En règle générale, les images RGB sont récoltées afin de détecter, compter et même mesurer les conditions corporelles des animaux vivants dans des milieux ouverts et dans des environnements marins, alors que les images infrarouges sont employées pour étudier les espèces vivant dans des environnements peu denses, ou parfois dans la forêt ou dans les environnements plus denses tel que présenté sur la Figure 1.15 (Krause *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019). De plus, les capteurs RGB possèdent généralement une meilleure résolution d'images que les capteurs infrarouges thermiques; 8 à 24 mégapixels pour les capteurs RGB et jusqu'à 0.21 mégapixel pour les capteurs infrarouges thermiques (Wang *et al.*, 2019). Selon le capteur, il est donc possible d'obtenir des images avec une résolution allant jusqu'à 2 millimètres par pixel (Mangewa *et al.*, 2019). Il est important ici de noter que les drones peuvent aussi capter des vidéos selon les besoins de l'étude (Christie *et al.*, 2016). Ensuite, les deux types de drones peuvent être opérés de façon manuelle directement par l'opérateur à l'aide d'un système de communication, de façon semi-automatique grâce à certaines fonctionnalités des drones qui aident l'opérateur ou au moyen d'ordinateurs de bord (autopilotes) qui permettent de faire voler les appareils de façon autonome grâce à des plans de vol (Wang *et al.*, 2019). Finalement, une dernière caractéristique est le fait que les drones peuvent être alimentés grâce à de l'électricité ou à l'essence dans le cas des drones les plus gros et durables (Wang *et al.*, 2019). Cependant, qui dit un drone utilisant de l'essence dit un appareil plus difficile à piloter, une augmentation des vibrations pouvant affecter les images captées et une présence accrue de risque de combustion de l'appareil (Wang *et al.*, 2019).

1.5.2 Avantages

Les drones possèdent un certain nombre d'avantages qui font en sorte qu'ils sont de plus en plus utilisés par les chercheurs en conservation et gestion de la faune. Le premier avantage des drones à ailes tournantes vient du fait qu'ils possèdent une très bonne manœuvrabilité. Cette manœuvrabilité permet notamment un accès rapide et plus facile aux endroits inhospitaliers ou comportant des obstacles et permet de changer d'altitude ou de trajectoire rapidement en cas de problèmes tels que la présence de nuages (Herwitz *et al.*, 2004 ; Anderson & Gaston, 2013 ; Christie *et al.*, 2016 ; Mozaffari *et al.*, 2019). La grande manœuvrabilité permet donc de récolter des données à basse altitude, sur des îles, au-dessus d'eaux dangereuses et tumultueuses ou encore dans des régions où la présence de braconniers ou de coupes illégales pourrait constituer un danger pour les chercheurs (Koski *et al.*, 2009 ; Sarda-Palomera *et al.*, 2012 ; Mulero-Pazmany *et al.*, 2014 ; Christie *et al.*, 2016 ; Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019).

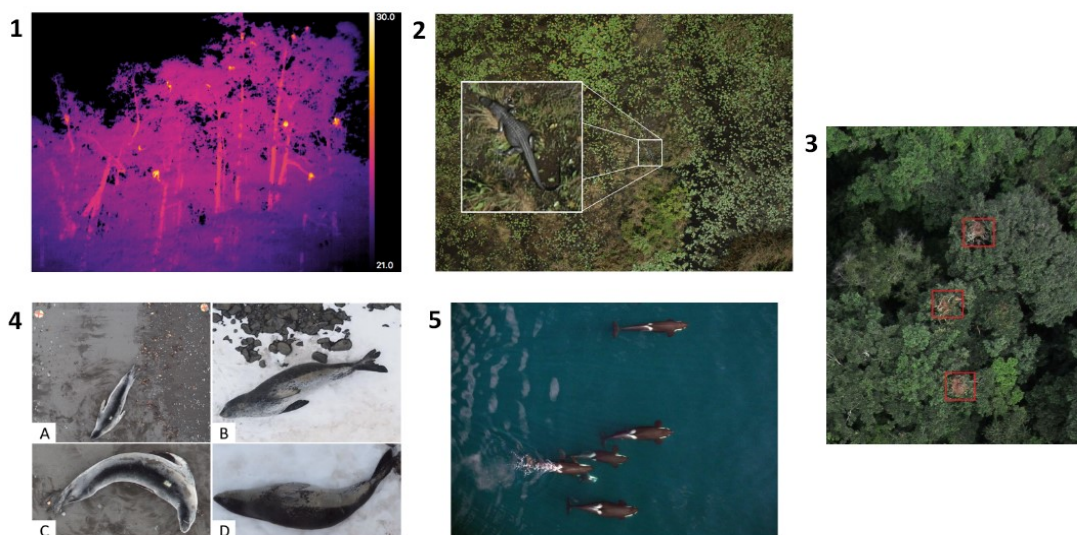


Figure 1.15 : Exemples d'images captées à l'aide de drones démontrant les possibilités quant à l'utilisation des drones dans différents milieux. Images : (1) nasiques (*Nasalis larvatus*), (2) alligator d'Amérique (*Alligator mississippiensis*), (3) chimpanzés d'Afrique (*Pan troglodytes*), (4) léopards de mer (*Hydrurga leptonyx*) et (5) orques (*Orcinus orca*)

Sources : (1) Fair, 2019 ; (2) Martin *et al.*, 2012 ; (3) Liverpool John Mores University, 2015 ; (4) Krause *et al.*, 2017 ; (5) Hall, 2016

Un second avantage vient du fait que les drones possèdent une bonne résolution spatiale d'image à plusieurs échelles permettant aux chercheurs d'identifier clairement les animaux observés et de répéter

les observations dans le temps et l'espace (Anderson & Gaston, 2013 ; Christie *et al.*, 2016 ; Ventura *et al.*, 2016 ; Colefax *et al.*, 2018 ; Mangewa *et al.*, 2019). De plus, puisque les drones sont capables de voler à une vitesse moins importante que les aéronefs avec équipage et à plus basse altitude, les chercheurs sont capables de capturer des images avec une meilleure résolution (Koski *et al.*, 2015). Ensuite, puisqu'il est souvent possible de personnaliser les drones, les chercheurs peuvent décider quel capteur est le meilleur selon les besoins de l'étude (Mangewa *et al.*, 2019). Ils peuvent donc opter pour des capteurs avec différentes résolutions spatiales et spectrales.

Le troisième avantage des drones en conservation et gestion de la faune est le faible coût relié à l'utilisation de la technologie. En effet, grâce aux avancées technologiques, les chercheurs ont maintenant accès à des drones peu dispendieux produisant des images de très bonne qualité (Anderson & Gaston, 2013). Un bon exemple est le drone Mavic 2 Pro de DJI dont le prix est de 2,000\$. Grâce à celui-ci, les chercheurs peuvent obtenir des images de 20.1 mégapixels et des vidéos avec une résolution de 4k (DJI, 2020b). De plus, un drone de bonne qualité peut coûter le même prix qu'une seule unité de biotélémétrie ou de *bio-logging* (Schofield *et al.*, 2019).

Un quatrième avantage recensé dans la littérature vient du fait que l'utilisation de drones semble avoir moins d'impacts sur le comportement et la physiologie des animaux en comparaison avec certaines méthodes traditionnelles d'échantillonnage telles que l'utilisation d'aéronefs avec équipage (Christie *et al.*, 2016). Les drones seraient donc de bons compléments aux méthodes conventionnelles d'échantillonnage pour le suivi, la conservation et la gestion de la faune (Koh & Wich, 2012 ; Chabot & Bird, 2015 ; Evans *et al.*, 2015 ; Mulero, 2015 ; Linchant *et al.*, 2015). Il semblerait d'ailleurs que certains animaux auraient la capacité de s'adapter à la présence de drones. En effet, une étude par Christie *et al.* (2016) a été entreprise sur des caribous en captivité afin d'observer si la présence de drones allait stimuler un changement de comportement. N'ayant observé aucun impact comportemental, deux suppositions ont été émises pour les populations sauvages : aucune réponse ne serait observée ou les individus réagiraient initialement, puis s'habitueraient (Christie *et al.*, 2016).

Tableau 1.3 : Exemples de drones ayant été employés pour détecter et faire le suivi des populations animales

Modèle de drone	Classe de drone	Alimentation	Poids (kg)	Autonomie (min)	Charge utile (kg)	Taille (cm)	Prix plateforme (US \$)
Falcon-8	Ailes fixes	Électrique	1.8	16-26	0.8	77	11 000
Skywalker X8	Ailes fixes	Électrique	1.5	180	1-2	212	450
ScanEagle	Ailes fixes	Escence	18	1200 +	-	310	3.2 mil
SenseFly eBee	Ailes fixes	Électrique	0.69	50	-	96	18 000
Drone en carbone de 750 mm (fait main)	Ailes tournantes (6 hélices)	Électrique	-	-	-	-	-
DJI Phantom 2	Ailes tournantes (4 hélices)	Électrique	1	25	≤ 1.3	35	560
3D Robotics	Ailes tournantes (8 hélices)	Électrique	1.53	20-22	-	563	525

Sources : Intel, s.d. ; US Air Force, 2007 ; New Atlas, 2016 ; Tom's Guide, 2017 ; Wang *et al.*, 2019 ; Aero Expo, 2020 ; DJI, 2020c ; DJI, 2020d ; RobotShop, 2020 ; SenseFly, 2020

À noter que malgré tout, bien que l'impact semble négatif sur la plupart des animaux étudiés jusqu'à présent, il reste encore beaucoup de recherches à effectuer à ce sujet afin de mieux évaluer les effets potentiels à court et long terme sur les animaux et ajuster les méthodes d'échantillonnage par conséquent (Christie *et al.*, 2016).

Tableau 1.4 : Exemples de capteurs ayant été employés pour détecter et faire le suivi des populations animales

Capteur	Type de données récoltées	Résolution du capteur d'image (mégapixels)	Résolution du capteur vidéo (mégapixels)	Prix capteur (US \$)
FLIR Tau640	Images thermiques	0.33		~6 500
IRMOD v640	Vidéos thermiques		0.31	-
Nikon D90 et caméra vidéo fixe	Images et vidéos RGB	12.00	n.d.	800 (Nikon D90)
Canon S110 et FLIR Tau 2-640	Images RGB et thermiques	12.00 et 0.33		120 et ~6 000
FLIR Tau 2 LWIR	Images thermiques	0.33		~6 000
Capteur DJI ou GoPro Hero 3	Images et vidéos RGB	11.00	2.07 (1080p)	Inclu dans la plateforme (DJI) et ~130
Canon EOS M	Images RGB	18.00		400

Sources : PhotoPrice, 2017 ; Wang *et al.*, 2019 ; Amazon, 2020a ; Amazon, 2020b ; B&H, 2020 ; Flir, 2020 ; OEM Cameras, 2020a ; OEM Cameras, 2020b

1.5.3 Limites

Le premier désavantage recensé dans la littérature par rapport à l'utilisation des drones pour la détection et le suivi des populations animales est le fait qu'il existe de nombreuses lois restreignant l'application des drones dans beaucoup de pays (Mangewa *et al.*, 2019). En effet, les chercheurs voulant employer

cette technologie doivent obtenir des approbations sous forme de permis gouvernementaux ou même parfois de permis militaires permettant l'emploi des appareils dans l'aire d'étude (Mangewa *et al.*, 2019). L'obtention de permis peut être un processus très long et coûtant une certaine somme d'argent en raison des nombreuses restrictions auxquelles les chercheurs doivent répondre (Mangewa *et al.*, 2019). Ces délais administratifs sont d'ailleurs la raison pour laquelle en 2019, il n'était pas possible d'utiliser des drones pour le suivi des populations animales en Tanzanie (Mangewa *et al.*, 2019). En effet, les approbations étaient extrêmement difficiles à obtenir et cette situation peut se produire dans beaucoup de pays (Mangewa *et al.*, 2019). Il est donc très important de s'informer des lois en règle dans le pays et la zone qui sera étudiée afin d'ajuster les délais et le budget de recherche par conséquent. Cependant, une fois les permis obtenus, de nombreuses restrictions sont toujours présentes pour les opérateurs. En effet, les drones ne peuvent pas voler dans des zones à haute densité humaine, dans des zones où il y a présence de trafic aérien tel que les aéroports ou encore hors de zones spécialement délimitées pour l'utilisation des drones (Mulero-Pazmany *et al.*, 2014). De plus, l'opérateur doit garder, dans la plupart des pays, un contact visuel avec l'appareil limitant l'application des drones en recherche (Lahoz-Monfort & Tingley, 2018).

Le second désavantage lié à l'utilisation des drones concerne les restrictions technologiques. En effet, la grande majorité des drones sont électriques ce qui limite leurs performances, ainsi que le temps de vol au-dessus des zones échantillonnées (Hodgson *et al.*, 2013 ; Mangewa *et al.*, 2019). Les restrictions technologiques affectent aussi la distance maximale à laquelle les drones peuvent voler par rapport à l'opérateur. La distance du signal entre le drone et la télécommande, ainsi que la durée de la pile en est la cause (Christie *et al.*, 2016).

Ensuite, le troisième désavantage est que cette technique de télédétection semble avoir un impact sur la faune lorsqu'elle n'est pas utilisée adéquatement (Christie *et al.*, 2016). En effet, des cas ont été répertoriés aux États-Unis d'animaux visiblement en détresse comportementale en relation directe avec l'utilisation de drones (Christie *et al.*, 2016). C'est d'ailleurs en raison de ces événements que les autorités américaines ont décidé de bannir l'utilisation de drones dans tous les parcs nationaux (Christie *et al.*, 2016). De plus, ce n'est pas parce qu'aucun signe physique n'est observé que le stress n'est pas présent chez les animaux étudiés. Une étude de Ditmer *et al.* (2015) a démontré que les ours noirs (*Ursus*

americanus) vivaient un stress lorsqu'un drone les survolait à une altitude de 20 mètres pendant 5 minutes, mais que ce stress se présentait au niveau de la fréquence cardiaque qui était beaucoup plus élevée qu'en temps normal. Aussi, certains oiseaux habitués aux prédateurs et les prédateurs eux-mêmes semblent attaquer les appareils ce qui suggère un certain impact des drones sur ces animaux (Christie *et al.*, 2016).

Un quatrième désavantage d'utiliser les drones pour détecter et suivre les populations animales vient du fait que les conditions climatiques et environnementales sont limitantes pour l'utilisation de la technologie. En effet, pour ce qui est des conditions climatiques, la présence de forte pluie, de vent, de brume, de brouillard, d'humidité ou de toutes autres conditions non propices au vol des appareils tels que la grêle et une forte houle contraignent les opérateurs à n'utiliser les drones que lorsque les conditions extérieures sont les plus favorables (Christie *et al.*, 2016 ; Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019). En ce qui a trait aux conditions environnementales, les drones à ailes fixes sont désavantagés étant donné qu'ils doivent être, pour la plupart, lancés à partir d'une plateforme ou d'une rampe de lancement telle que mentionnée plus haut. Leur utilisation est alors plus restreinte que pour les drones de type hélicoptère (Wang *et al.*, 2019). De plus, la densité du couvert est aussi un facteur limitant. À ce sujet, tant pour les capteurs RGB que les capteurs infrarouges, plus la densité de la végétation est grande, moins la détection et le suivi des populations animales sera possible avec des drones (Hambrecht *et al.*, 2019).

Finalement, le dernier désavantage lié à l'utilisation des drones dans un contexte de détection et suivi des populations animales vient du fait que le traitement des photos et des vidéos peut être long et difficile et requiert un certain niveau d'expertise spécialisé (Christie *et al.*, 2016 ; Mangewa *et al.*, 2019). Le niveau de chevauchement des images ainsi que le changement de relief dans les photos ne sont que deux exemples de facteurs pouvant rendre l'analyse des images ardue (Hardin & Jensen, 2011 ; Zhang *et al.*, 2011 ; Turner *et al.*, 2012 ; Koeva *et al.*, 2018). Finalement, cet enjeu peut être encore plus important dans les pays en développement puisque l'accès à la technologie et aux capacités professionnelles pour utiliser les drones, obtenir des images de qualité et bien faire le traitement des données peut être plus difficile (Mangewa *et al.*, 2019).

Chapitre 2 – Identification des usages actuels et potentiels recensés dans la littérature

Une revue de littérature a permis la réalisation de ce chapitre qui présentera les usages actuels et potentiels de chaque technologie, ainsi que les principales variables exploitées et les traitements de données. Au niveau des drones, un aspect supplémentaire sera touché soit les aspects éthiques et les lois émises dans plusieurs pays puisqu'il s'agit d'une technologie relativement récente qui suscite des inquiétudes et demande plusieurs études quant à son utilisation.

2.1 Utilisation des pièges photographiques

2.1.1 Usages actuels

a. Habitats terrestres

Utilisés depuis plus de 30 ans grâce à des méthodes standardisées comme la méthode de capture-marquage-recapture (CMR), les pièges photographiques ont permis aux scientifiques d'étudier certaines espèces parfois difficiles à détecter et à observer en milieux naturels en raison de plusieurs facteurs : espèce craignant la présence humaine, espèce nocturne difficilement détectable de jour et difficilement observable de nuit, espèce se retrouvant à basse densité ou espèce se déplaçant sur de grandes distances (Karanth & Nichols, 1998 ; De Bondi *et al.*, 2010 ; Jacobs & Ausband 2018). En effet, certaines espèces telles que le tapir du Brésil (*Tapirus terrestris*), sont des espèces nocturnes et craintives des humains rendant leur détection et leur observation de façon non invasive difficiles en milieu naturel sans l'utilisation des pièges photographiques (Cruz *et al.*, 2014). Cependant, grâce aux pièges photographiques, les chercheurs ont été en mesure d'étudier plusieurs espèces difficiles à détecter et d'obtenir des renseignements puisque cette technologie de télédétection permet de détecter les animaux, d'étudier leur comportement et d'évaluer plusieurs paramètres populationnels (Culter & Swann, 1999 ; Rovero *et al.*, 2013 ; Burton *et al.*, 2015 ; Jacobs & Ausband, 2018). À noter que bien que la technologie soit utilisée de façon standardisée, les chercheurs tentent toujours d'améliorer l'utilisation et d'augmenter la fiabilité

de la technologie, notamment quant à la hauteur de positionnement des pièges comme démontré dans l'étude de Jacobs & Ausband (2018).

Tout d'abord, les pièges photographiques permettent aux chercheurs et aux gestionnaires de détecter la présence d'une espèce dans un milieu (Culter & Swann, 1999 ; Jacobs & Ausband, 2018). En effet, lorsque l'écologie de l'espèce est connue, il est possible de placer les pièges photographiques à des endroits stratégiques dans le milieu afin d'optimiser la détection de l'espèce ciblée (Linkie *et al.*, 2013). Il est possible, par exemple, de placer les pièges le long de sentiers susceptibles d'être employés par les individus (Linkie *et al.*, 2013). Un bon exemple est l'étude de Linkie *et al.* (2013). À l'aide de pièges préalablement déployés entre 1997 et 2011 afin d'étudier les populations de tigres et leurs proies, Linkie *et al.*, (2013) a pu évaluer la possibilité d'utiliser les pièges photographiques afin d'aider à la conservation du tapir de Malaisie (*Tapirus indicus*), une espèce en danger d'extinction. Un total de 19 zones d'échantillonnage avaient été délimitées à travers Sumatra, la péninsule de la Malaisie, la Thaïlande et le Myanmar pour un total de 1128 sites d'échantillonnages (Linkie *et al.*, 2013). Bien qu'à la base, les pièges avaient été déployés dans le cadre d'une autre étude, les tapirs de Malaisie étaient susceptibles d'employer les mêmes sentiers et c'est pour cette raison que Linkie *et al.* (2013) ont pu utiliser les images captées afin de répondre aux objectifs de leur étude. Grâce aux pièges photographiques, les chercheurs ont pu détecter la présence de l'espèce à 295 sites dont 180 sites étaient hors de la zone de distribution auparavant connue pour le tapir de Malaisie (Linkie *et al.*, 2013). Cette étude démontre bien la versatilité des pièges photographiques qui permettent de faire des découvertes inattendues en captant des données sur des espèces non ciblées au départ lors du déploiement des pièges. Ils peuvent donc être utilisés pour détecter et étudier la biodiversité, sans connaissances préalables des espèces se retrouvant à un site d'échantillonnage (Linkie *et al.*, 2013).

Ensuite, tel que démontré par l'étude de Linkie *et al.* (2013), les pièges photographiques permettent aussi d'étudier les paramètres populationnels de certaines espèces, soit la distribution, l'utilisation de l'habitat, la composition, la densité, ainsi que l'abondance des populations animales (Culter & Swann, 1999). En effet, les pièges photographiques permettent d'obtenir des informations notamment sur la distribution d'une population animale ce qui peut aider à déterminer des zones de conservation jadis non identifiées puisque la distribution historique de l'espèce excluait celles-ci (Linkie *et al.*, 2013 ; Murphy *et al.*, 2018). À

ce sujet, une étude à Madagascar entreprise par Murphy *et al.* en 2018 portait sur l'utilisation des pièges photographiques afin d'étudier la détection et la distribution d'oiseaux en forêt tropicale. Déployés initialement afin d'étudier les populations de carnivores et de petits mammifères à travers le nord-est de Madagascar dans le cadre d'une autre étude, Murphy *et al.* (2018) ont été en mesure d'obtenir 4083 détections de 28 espèces d'oiseaux sur une période de 18 056 nuits-pièges (*Trap night*) d'échantillonnage qui ont permis d'évaluer la distribution des espèces sur le territoire et d'observer la présence ou non d'un changement au niveau de la distribution de ces populations. Plusieurs autres études ont été entreprises à l'aide de pièges photographiques afin d'étudier les paramètres populationnels de plusieurs espèces telles que l'étude de Harmsen *et al.* (2017) qui tentait d'estimer les paramètres populationnels d'une population protégée de jaguars au Belize ou encore l'étude de Palmer *et al.* (2018) portant sur l'estimation de l'abondance de dix grands herbivores africains. Finalement, les pièges photographiques ont aussi été employés afin d'étudier l'utilisation des habitats par certaines espèces.

En outre, les pièges photographiques sont utilisés par les chercheurs et les gestionnaires afin d'étudier le comportement et les relations intraspécifiques et interspécifiques de plusieurs espèces (Culter & Swann, 1999). À ce sujet, certains comportements jamais observés auparavant ou pour lesquels peu d'informations existent ont été recensés dans la littérature grâce à cette technologie de télédétection. En 2012, Hénaut & Charruau ont notamment observé un crocodile américain femelle (*Crocodylus acutus*) en train de reconstruire son nid à la suite d'une perturbation, un comportement qui n'avait jamais été répertorié pour cette espèce. En 2017, une étude dans la forêt de nuages équatorienne a permis d'observer de façon détaillée des ours à lunettes mâles (*Treinarctos ornatus*) marquer leur territoire ce qui suggère que la communication chimique fait partie intégrante de l'écologie de cette espèce (Filipczykova *et al.*, 2017). De plus, certaines relations intraspécifiques et interspécifiques peuvent être observées à l'aide des pièges photographiques telles que la relation prédateur-proie (Farhadinia *et al.*, 2014). En effet, une étude portant sur le léopard iranien (*Panthera pardus saxicolor*) et l'urial (*Ovis vignei*), deux espèces dont le statut de conservation est préoccupant fut entreprise par Farhadinia *et al.* en 2014 dans une steppe de haute altitude en Iran. Grâce à cette étude, les chercheurs ont pu en apprendre davantage sur le modèle de prédation qu'utilise cette espèce de léopard, mais aussi sur la sélection de ses proies et la composition de sa diète (Farhadinia *et al.*, 2014). En outre, la relation prédateur-proie a aussi été observée grâce aux pièges photographiques pour certaines espèces d'oiseaux et de reptiles comme ce fut le cas dans l'étude de Hénaut & Charruau (2012) qui a permis d'étudier quatre nids de crocodiles américains

dans le Quintana Roo, au Mexique et d'y recenser la visite de 21 espèces dont 9 avaient préalablement été identifiées comme des prédateurs potentiels pour les nids et les petits crocodiles.

Finalement, l'utilisation de pièges photographiques en milieu terrestre peut être effectuée pour une grande gamme de taille d'animaux tel que l'a démontrée l'étude de Selby *et al.* (2014). En effet, bien qu'utilisés principalement pour des mammifères et des oiseaux de toutes tailles, les pièges photographiques ont permis d'obtenir des données sur des animaux aussi petits que des insectes (Culter & Swann, 1999 ; Selby *et al.*, 2014). Les chercheurs ont étudié un insecte mesurant quelques millimètres au stade adulte, le charançon américain du prunier (*Conotrachelus nenuphar*) en adaptant les pièges photographiques afin de détecter le mouvement des insectes entrant dans un piège pyramidal (Selby *et al.*, 2014). Ce dernier exemple démontre bien l'étendue de l'utilisation des pièges photographiques en recherche et pour le suivi des populations. En effet, les pièges photographiques sont un outil qui peut être utilisé pour détecter et faire le suivi d'une grande gamme d'animaux que ce soient des mammifères, des oiseaux, des reptiles ou même des insectes et leur versatilité permet aux chercheurs et gestionnaires d'adapter la technologie selon plusieurs méthodologies afin de répondre aux objectifs de leur étude (Culter & Swann, 1999 ; Charruau & Hénaut, 2012 ; Selby *et al.*, 2014 ; Murphy *et al.*, 2018). Le Tableau 2.5 présente une synthèse des études déjà existantes employant cette technologie.

b. Habitats aquatiques

Depuis la fin des années 1990, les pièges photographiques sont utilisés afin d'étudier les populations d'animaux aquatiques (Yoshiara, 1997). En effet, les chercheurs utilisaient des caméras sous-marines afin d'obtenir des informations, notamment sur la taille des poissons à l'aide d'un mécanisme de lasers (Yoshiara, 1997). Les pièges photographiques permettaient alors d'éviter l'utilisation de méthodes plus invasives communément employées telles que la méthode de capture-marquage-recapture associée avec l'utilisation de pièges (Bacheler *et al.*, 2014 ; Coggins Jr. *et al.*, 2014 ; Vanderklift *et al.*, 2014). Bien qu'il ne s'agisse pas d'une technique d'échantillonnage communément utilisée dans les habitats aquatiques et qui reste souvent expérimentale, plusieurs utilisations sont développées depuis les dix dernières années afin d'intégrer cet outil dans la méthodologie des chercheurs et gestionnaires (Bacheler *et al.*, 2014 ; Coggins Jr. *et al.*, 2014 ; Vanderklift *et al.*, 2014). Les pièges placés hors de l'eau ou sous l'eau permettent

Tableau 2.5 : Espèces animales détectées à l'aide de pièges photographiques

Taxons	Espèces détectées	Référence
Mammifères terrestres	Tapirs de Malaisie (<i>Tapirus indicus</i>)	Linkie <i>et al.</i> , 2013
	Tapirs du Brésil (<i>Tapirus terrestris</i>)	Cruz <i>et al.</i> , 2014
	Jaguars (<i>Panthera onca</i>)	Harmsen <i>et al.</i> , 2017
	Ours à lunettes (<i>Tremarctos ornatus</i>)	Filipczykova <i>et al.</i> , 2017
	Panthères de Perse (<i>Panthera pardus saxicolor</i>)	Farhadinia <i>et al.</i> , 2014
	Pécari à collier (<i>Pecari tajacu</i>), pumas (<i>Puma concolor</i>), jaguarondis (<i>Herpailurus yagouaroundi</i>), agoutis (<i>Dasyprocta sp.</i>) et 9 autres espèces de mammifères	Ahumada <i>et al.</i> , 2013
	Renards de Magellan (<i>Lycalopex culpaeus</i>), moufettes (<i>Conepatus chinga</i>), pumas (<i>Puma concolor</i>) et chats de Geoffroy (<i>Leopardus geoffroyi</i>)	Lantschner <i>et al.</i> , 2012
	Tigres (<i>Panthera tigris</i>)	Karanth & Nichols, 1998
	Chimpanzés centraux (<i>Pan troglodytes troglodytes</i>) et gorilles des plaines occidentales (<i>Gorilla gorilla gorilla</i>)	Nakashima <i>et al.</i> , 2013
	Buffles (<i>Syncerus caffer</i>), élands (<i>Taurotragus oryx</i>), éléphants d'Afrique (<i>Loxodonta africana</i>), gazelles de Thomson (<i>Eudorcas thomsonii</i>), etc.	Palmer <i>et al.</i> , 2018
	Cerfs axis (<i>Axis axis</i>), sambars (<i>Rusa unicolor</i>), muntjacs indiens (<i>Muntiacus muntjac</i>) et sangliers (<i>Sus scrofa</i>)	Kafley <i>et al.</i> , 2019
	Lions (<i>Panthera leo</i>)	Cusack <i>et al.</i> , 2015
	Civettes palmistes à masque (<i>Paguma larvata</i>), ours noirs d'Asie (<i>Ursus thibetanus</i>), corbeaux à gros bec (<i>Corvus macrorhynchos</i>) et rats (<i>Rattus fulvescens</i>)	Huang <i>et al.</i> , 2014
	Macaques maures (<i>Macaca maura</i>)	Zak & Riley, 2017

Animaux aquatiques et amphibiens	Tortues caouannes (<i>Caretta caretta</i>) et prédateurs de nids (ex. <i>Varanus sp.</i>)	Lei & Booth, 2017
	Crocodiles américains (<i>Crocodylus acutus</i>)	Hénaut & Charruau, 2012
	Plusieurs espèces de poissons de récifs dont pagres communs (<i>Pagrus pagrus</i>), balistes capricus (<i>Balistes capricus</i>), vivaneaux campèches (<i>Lutjanus campechanus</i>) et vivaneaux vermillon (<i>Rhomboplites aurorubens</i>)	Bacheler <i>et al.</i> , 2014
	Otaries à fourrure d'Afrique du Sud (<i>Arctocephalus pusillus doriferus</i>)	Speakman <i>et al.</i> , 2019
	18 espèces de poissons	Renchen <i>et al.</i> , 2012
	Crevettes tachées (<i>Pandalus platyceros</i>), sebastes maliger (<i>Sebastes maliger</i>), crabes de Dungeness (<i>Metacarcinus magister</i>) et 7 autres espèces d'animaux marins	Favaro <i>et al.</i> , 2012
Animaux volants et insectes	28 espèces d'oiseaux habitant au sol	Murphy <i>et al.</i> , 2018
	Charançon américain du prunier (<i>Conotrachelus nenuphar</i>)	Selby <i>et al.</i> , 2014

notamment de détecter la présence d'espèces dans l'environnement étudié, d'étudier le comportement, ainsi que d'estimer plusieurs paramètres populationnels d'espèces aquatiques tels que l'abondance, la densité et la distribution (Yoshihara, 1997 ; Jones *et al.*, 2003 ; Coggins Jr. *et al.*, 2014 ; Williams *et al.*, 2014 ; Speakman *et al.*, 2019). À noter que certaines espèces peuvent s'avérer difficiles à identifier à l'aide des pièges photographiques puisque les individus sont trop petits, passent trop rapidement devant la caméra ou encore qu'il soit nécessaire de faire des études morphométriques plus approfondies pour identifier l'espèce (Finucci *et al.*, 2019).

Tout d'abord, les pièges photographiques permettent de détecter la présence d'espèces dans l'environnement grâce à différents modes de capture recensés dans la littérature. Le premier mode est le mode vidéo qui permet aux chercheurs et gestionnaires de capturer des images de façon continue dans le milieu afin d'observer tous les individus passant devant le piège et ainsi d'augmenter la probabilité de détection (Coggins Jr. *et al.*, 2014). Il s'agit de la méthode la plus répandue dans la littérature recensant

l'utilisation des pièges photographiques dans les habitats aquatiques (Yoshihara, 1997 ; Bacheler *et al.*, 2014 ; Vanderklift *et al.*, 2014 ; Finucci *et al.*, 2019). Le second mode utilisé dans les habitats aquatiques est la capture à l'aide d'un déclencheur qui permet aux chercheurs d'obtenir un nombre significativement plus important d'images avec des individus pour une période x de temps (Williams *et al.*, 2014). Des chercheurs comme Williams *et al.* (2014) développent donc des systèmes capables de détecter la présence des individus en face des capteurs à l'aide de longueurs d'onde dans le rouge lointain (> 620 nm) ou l'infrarouge comme dans le cas de certains pièges photographiques utilisés dans les habitats terrestres (WWF, 2017). Le dernier mode de détection est le mode accéléré ou *time-lapse* bien que celui-ci est de moins en moins utilisé puisque plusieurs systèmes de pièges photographiques nécessitent une lumière supplémentaire afin de capter les images (Williams *et al.*, 2014). En effet, la lumière est un élément limitant en milieu aquatique et se dissipe rapidement en descendant dans la colonne d'eau (Widder, 2014). Le mode accéléré peut donc provoquer des réactions d'évitement par les animaux si une lumière est activée à intervalle régulier (Williams *et al.*, 2014).

Ensuite, les pièges photographiques permettent aussi aux chercheurs et gestionnaires d'étudier les comportements des animaux marins tels que les relations intraspécifiques et interspécifiques (ex. : prédation, recherche de nourriture, évitement) (Renche *et al.*, 2012 ; Dunlop *et al.*, 2014). Un bon exemple d'étude comportementale effectuée à l'aide de pièges photographiques est celui de Renche *et al.* (2012) qui portait sur l'étude du comportement de poissons à l'intérieur ou proche d'un piège à poissons expérimental situé dans un écosystème de récifs coralliens des Îles Vierges des États-Unis. Grâce à cette étude, les chercheurs ont été en mesure d'étudier plusieurs réponses comportementales des poissons face aux pièges servant à la capture des poissons en présence de conspécifiques, de prédateurs ou de proies (Renche *et al.*, 2012). Une étude similaire fut entreprise par Dunlop *et al.* en 2014 qui tentaient de connaître l'effet des interactions agonistiques soit le comportement de confrontation et de rivalité entre les individus sur l'abondance observée proche des pièges photographiques sous-marins avec appâts. Grâce à cette étude, Dunlop *et al.* (2014) ont démontré que les interactions agonistiques pouvaient avoir comme effet de réduire la différence entre les abondances prédites dans les aires protégées marines et dans les milieux non protégés, ainsi que d'augmenter l'estimation de la taille moyenne des poissons présents dans les zones ce qui peut avoir des répercussions sur la gestion de ces écosystèmes. D'autres recherches emploient les pièges photographiques au-dessus de la surface de l'eau comme c'était le cas dans l'étude de Speakman *et al.* (2019) dans la baie de Port Phillip, en Australie. Cette étude tentait

d'évaluer l'impact du trafic aérien sur les otaries à fourrure d'Australie (*Arctocephalus pusillus doriferus*) à l'aide de pièges photographiques installés sur une plateforme artificielle utilisée par l'espèce comme site d'échouage (Speakman *et al.*, 2019).

En outre, les pièges photographiques sont aussi utilisés dans les habitats aquatiques afin d'étudier certains paramètres populationnels tels que la densité, l'abondance, ainsi que la distribution des populations (Jones *et al.*, 2003 ; Coggins Jr. *et al.*, 2014 ; Williams *et al.*, 2014). En effet, des études telles que celle de Jones *et al.* (2003) ont utilisé les pièges photographiques afin d'estimer la distribution et l'abondance de plusieurs espèces marines le long de la colonne d'eau permettant d'en apprendre davantage sur l'écologie de ces espèces. D'ailleurs, les pièges ont permis aux scientifiques d'observer des spécimens à des profondeurs jamais répertoriées avant pour ces espèces comme le pristiure à bouche noire (*Galeus melastomus*) qui n'avait jamais été répertorié à des profondeurs dépassant 1400 mètres dans l'ouest de la mer Méditerranée, mais dont de nombreux individus ont été observés jusqu'à une profondeur de 1830 m (Jones *et al.*, 2003).

Finalement, pour ce qui est de la taille des animaux pouvant être détectés et suivis en milieu aquatique à l'aide des pièges photographiques, une grande gamme peut être échantillonnée par les chercheurs et gestionnaires. En effet, comme il fut possible de voir dans les paragraphes ci-dessus, les pièges photographiques sont utilisés autant pour des poissons passant devant des pièges dans le fond de l'eau comme dans l'étude de Renche *et al.* (2012), que pour de plus larges animaux tels que les otaries à fourrure dans le cas de l'étude de Speakman *et al.* (2019) en Australie. Ceci démontre bien la versatilité de cette technologie de télédétection quant aux espèces pouvant être échantillonnées puisque celles-ci peuvent mesurer quelques centimètres à plus d'un mètre (Renche *et al.*, 2012 ; Speakman *et al.*, 2019).

2.1.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données

En ce qui a trait aux pièges photographiques, deux approches sont souvent employées dans la littérature lors de la planification de la méthodologie par les chercheurs. La première méthode est utilisée lorsque les chercheurs veulent, par exemple, étudier le comportement ou détecter la présence d'une espèce dans

un milieu où son passage est presque certain. Dans ce cas, les chercheurs et gestionnaires placent quelques caméras dans l'habitat, généralement moins d'une dizaine, à des endroits clés tels qu'une carcasse ou des arbres ayant beaucoup de marques de l'espèce recherchée (Huang *et al.*, 2014 ; Filipczykova *et al.*, 2016). De cette manière, les chercheurs et gestionnaires peuvent recueillir de quelques dizaines de captures à quelques milliers dépendamment du nombre de jours durant lesquels les pièges photographiques sont déployés dans la zone d'étude (Huang *et al.*, 2014 ; Filipczykova *et al.*, 2016 ; Zak & Riley, 2016). Par la suite, une fois les données recueillies, les chercheurs ont recourt à un traitement d'images par interprétation visuelle ou par traitement automatisé afin de détecter et étudier, par exemple le comportement des animaux captés (Huang *et al.*, 2014 ; Filipczykova *et al.*, 2016 ; Zak & Riley, 2016). La seconde méthode employée par les chercheurs et gestionnaires est le déploiement de plusieurs dizaines de caméras dans le milieu afin d'obtenir des informations et être en mesure d'estimer plusieurs paramètres populationnels comme l'abondance, l'occurrence ainsi que la densité (Ahumada *et al.*, 2013 ; Harmsen *et al.*, 2017 ; Murphy *et al.*, 2018). Ces caméras peuvent être placées selon une grille dans le milieu ou encore le long de transects ou de chemins préexistants dans le milieu (Ahumada *et al.*, 2013 ; Harmsen *et al.*, 2017 ; Murphy *et al.*, 2018).

Ensuite, une fois les images recueillies, celles-ci sont traitées de façon manuelle ou (semi) automatique afin d'y détecter et identifier les animaux. À noter que selon la durée de l'étude, plusieurs milliers de photos peuvent être captées ce qui a poussé le développement du traitement de données semi-automatique ou automatique grâce à des algorithmes développés à cette fin (Ventura *et al.*, 2016 ; Hollings *et al.*, 2018). En effet, ces algorithmes rendent possible l'étude des pixels ou des objets qui se retrouvent sur les images comme dans le cas des MLC (Maximum Likelihood Classification) qui analyse les pixels ou le programme eCognition Developer 8.7 qui considère le contexte spatial autour de chaque pixel afin de les classer selon le degré d'homogénéité entre les pixels (Kressler *et al.*, 2005 ; Ventura *et al.*, 2016). Ces algorithmes automatiques permettraient d'ailleurs de minimiser certaines erreurs d'observation telles que le fait de ne pas détecter certains individus lors du traitement manuel des images par des observateurs (Colefax *et al.*, 2017).

Finalement, l'analyse des données peut être effectuée par plusieurs méthodes afin d'estimer, notamment la probabilité de détection et certains paramètres populationnels selon le contexte (Ahumada *et al.*, 2013

; Harmsen *et al.*, 2017 ; Murphy *et al.*, 2018). Lorsque la différenciation des individus sur les images est possible, les analyses de capture-marquage-recapture (CMR) se sont popularisés avec les années, notamment afin d'estimer les paramètres populationnels d'espèces telles que le tigre (*Panthera tigris*) dont les patrons de couleurs du pelage permettent de les identifier puisqu'ils sont uniques (Karanth, 1995 ; Pettigrew, 2017). Pour les espèces dont l'identification individuelle est plus difficile, il existe d'autres types d'analyses qui permettent tout de même d'estimer les paramètres populationnels, notamment le modèle spatial de présence-absence (SPA) qui estime la probabilité de détection et certains paramètres populationnels tels que l'abondance à partir d'un échantillonnage avec plusieurs répliquas dans le temps, ainsi que le modèle de rencontre aléatoire (REM) développé par Rowcliffe *et al.* (2008) afin d'estimer l'abondance des populations par caméra sans reconnaissance individuelle.

2.1.3 Usages potentiels

Avec les avancées technologiques, les pièges photographiques deviennent de plus en plus abordables ce qui fait que leur accessibilité s'accroît (Williams *et al.*, 2014). Cette diminution des prix pourrait avoir comme conséquence de permettre aux chercheurs et gestionnaires de déployer une quantité plus importante de pièges photographiques dans l'habitat étudié ou de les installer plus longtemps dans le milieu selon les besoins, ainsi que l'écosystème et l'espèce étudiée (Zak & Riley, 2017 ; Palmer *et al.*, 2018). De cette façon, les chercheurs et gestionnaires pourraient potentiellement obtenir plus d'information sur l'écologie de certaines espèces rares ou cryptiques parfois difficiles à détecter dans leur habitat étant donné que les pièges photographiques permettent d'observer le milieu 24h/24 (Palmer *et al.*, 2018). De plus, les avancées technologiques vont peut-être permettre d'augmenter la durée des batteries ayant comme avantage de pouvoir laisser les pièges plus longtemps dans le milieu sans déranger le milieu par la présence de l'humain qui peut avoir des effets sur certaines espèces qui sont plus craintives (Culter & Swann, 1999). Ensuite, les capteurs employés pourraient devenir plus sensibles à la présence des animaux permettant de minimiser la quantité d'images vierges sans la présence d'animaux ce qui est un problème connu des pièges photographiques (Jacobs & Ausband, 2018). Ensuite, le développement de nouveaux assemblages comme l'adaptation des pièges photographiques à des pièges pour insectes (Selby *et al.* 2014) pourra permettre d'adapter cet outil de télédétection à de nouvelles utilisations. Finalement, l'évolution des approches de traitement de données va possiblement permettre aux chercheurs et gestionnaires de créer de nouveaux modèles d'analyses statistiques ou d'améliorer ceux qui existent déjà

afin de traiter les images et extraire les paramètres démographiques, notamment grâce à la détection automatique des animaux sur les images captées (Villa *et al.*, 2017).

2.2 Utilisation des aéronefs avec équipage

2.2.1 Usages actuels

Grâce à la grande diversité d'aéronefs avec équipage et du matériel pouvant être apporté à bord des appareils, ce type d'échantillonnage par télédétection utilisé en mode opérationnel a permis et permet toujours l'étude de certaines espèces de petite et grande taille, et ce, à travers une grande gamme d'habitats (Wang *et al.*, 2019). En raison de l'endurance des appareils ainsi que de leur sécurité, les hélicoptères sont surtout utilisés afin d'étudier des espèces occupant de petits territoires, alors que les avions, eux, sont surtout utilisés pour étudier les espèces se retrouvant dans de larges étendues telles que des plaines, par exemple (Wang *et al.*, 2019). De plus, la méthode de télédétection est versatile et permet aux chercheurs et gestionnaires d'apporter de l'équipement tel que des caméras à bord afin d'obtenir des images et/ou des vidéos à analyser *ex-situ* selon la méthodologie souhaitée (Wang *et al.*, 2019).

a. Habitats terrestres

En ce qui a trait aux habitats terrestres, les aéronefs avec équipages sont utilisés principalement afin d'étudier les paramètres populationnels de plusieurs espèces tels que la distribution, l'abondance, les mouvements, ainsi que les tendances démographiques (Christie *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019). Employés un peu partout sur la planète cette méthode de télédétection est généralement utilisée afin d'étudier plusieurs espèces. Parmi celles-ci se retrouvent l'éléphant d'Afrique (*Loxodonta africana*), l'autruche (*Struthio camelus*), la girafe (*Giraffa camelopardalis*), le carcajou (*Gulo gulo*), l'orignal (*Alces alces*), l'ours blanc (*Ursus maritimus*), l'orang-outan (*Pongo sp.*), le kangourou roux (*Macropus rufus*), ainsi que le renard roux (*Vulpes vulpes*) (Caughley *et al.*, 1976 ; Courtois *et al.*, 2003 ; Ancrenaz *et al.*, 2004 ; Stoner *et al.*, 2007 ; Franke *et al.*, 2012 ; Ray *et al.*, 2018). De plus, grâce à la récolte de données sur plusieurs années, les chercheurs et gestionnaires sont en mesure d'estimer l'évolution des paramètres populationnels à

long terme permettant, notamment, d'évaluer l'impact des efforts de conservation et de protection de certaines zones (Ottichilo *et al.*, 2000 ; Stoner *et al.*, 2007 ; Wang *et al.*, 2019). À ce sujet, grâce aux aéronefs avec équipage, Stoner *et al.* (2007) ont tenté d'évaluer les stratégies de protection des parcs nationaux en Tanzanie grâce à l'étude des paramètres populationnels de 23 espèces d'herbivores. L'étude a permis d'observer que les populations de certaines espèces se portaient mieux dans les zones protégées qu'à l'extérieur des parcs et des réserves, alors que pour d'autres espèces, les populations étaient toujours affectées et que des études à long terme devraient être effectuées afin d'évaluer les tendances populationnelles (Stoner *et al.*, 2007).

Bien que les aéronefs avec équipage doivent voler à une certaine altitude afin de suivre les réglementations et assurer une certaine sécurité aux membres de l'équipage, la méthode de télédétection permet aux chercheurs et gestionnaires de détecter et suivre les populations d'espèces de petites ou grandes tailles (Wang *et al.*, 2019). En effet, la technologie permet d'observer des individus de grande taille (> 0.6 mètres) tels que certaines espèces de mammifères, mais aussi des individus pouvant être plus petits que 0.6 mètre tels que certaines espèces d'oiseaux (Wang *et al.*, 2019). De plus, selon la taille des individus de l'espèce étudiée, la méthodologie peut être adaptée et les chercheurs peuvent effectuer l'échantillonnage *in-situ* à l'aide d'observations directes sur le terrain ou *ex-situ* avec une analyse des images et vidéos une fois de retour sur la terre ferme (Wang *et al.*, 2019). Grâce aux caméras employées lors de l'échantillonnage *ex-situ*, de plus petits animaux peuvent être détectés, notamment grâce à la résolution parfois élevée des caméras employées, mais aussi grâce à la technologie infrarouge thermique qui permet de détecter les variations de température dans l'environnement (Wang *et al.*, 2019).

b. Habitats aquatiques

Pour ce qui est des habitats aquatiques, les aéronefs avec équipage sont utilisés principalement dans les habitats marins afin d'étudier les paramètres populationnels de nombreuses espèces incluant certains mammifères, des poissons et même des reptiles pouvant parfois mesurer moins de 0.6 mètre (Lauriano *et al.*, 2011 ; Lydersen *et al.*, 2012 ; Kessel *et al.*, 2013 ; Christie *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019). À noter, cependant, que les aéronefs avec équipage sont principalement utilisés pour étudier les mammifères et les reptiles puisqu'ils doivent venir respirer régulièrement en surface rendant leur détection et leur

observation plus facile, contrairement aux espèces pouvant respirer sous l'eau (Kessel *et al.*, 2013). Parmi les mammifères et les reptiles étudiés se retrouvent plusieurs espèces de baleines dont le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et la baleine franche de l'Atlantique nord (*Eubalaena glacialis*), ainsi que plusieurs espèces de tortues telles que la tortue caouanne (*Caretta caretta*) et la tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*) (Foley *et al.*, 2011 ; Lauriano *et al.*, 2011 ; Scheidat *et al.*, 2012 ; de Oliveira Alves *et al.*, 2013b). Grâce aux aéronefs avec équipage, les chercheurs ont notamment la possibilité d'estimer la distribution, la densité, ainsi que l'abondance des populations animales aquatiques tel que l'a démontré l'étude de Scheidat *et al.* (2012) qui tentait d'en apprendre davantage sur la dynamique des populations de marsouins communs dans les eaux néerlandaises. À l'aide d'un avion Partenavia 68 parcourant des transects linéaires, Scheidat *et al.*, (2012) ont pu estimer la densité et en apprendre plus sur la distribution des populations de marsouins communs. Cependant, en raison de la présence importante d'activités humaines dans la zone étudiée dont la construction d'un parc éolien, il fut difficile d'obtenir une vraie représentation de la distribution de ce mammifère marin, l'une des informations nécessaires pour déterminer si les zones proposées comme sites Natura 2000 sont importantes pour l'espèce (Scheidat *et al.*, 2012). Ensuite, d'autres études portant sur l'évaluation des paramètres populationnels sont aussi entreprises pour certaines espèces de poissons bien que moins communes. En effet, une étude par Kessel *et al.* (2013) tentait d'estimer l'abondance et de décrire la distribution du requin-citron (*Negaprion brevirostris*) dans les Bahamas sans avoir de biais potentiels reliés, par exemple, à l'utilisation d'appâts ou de la présence d'un bateau qui peut changer le comportement du requin. Tiré de Wang *et al.* (2019), le Tableau 2.6 résume les études ayant employé les aéronefs avec équipage afin de détecter et faire le suivi de différentes populations animales.

2.2.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données

Comme mentionné plus tôt, les données obtenues lors de l'échantillonnage à l'aide des aéronefs avec équipage se séparent en deux catégories : (1) données d'observations directes et (2) images captées puis analysées une fois sur la terre ferme. Dans les deux cas, les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité d'obtenir différentes informations à l'aide de ces données et sont en mesure d'étudier, par exemple, le comportement ou différents paramètres populationnels (Foley *et al.*, 2011 ; Langtimm *et al.*, 2011 ; Kessel *et al.*, 2013). Ces données peuvent être analysées de plusieurs façons selon les objectifs de la recherche. Dans le cas d'études comportementales comme dans l'étude de Foley *et al.* (2011) qui tentait d'observer

Tableau 2.6 : Espèces animales détectées à l'aide d'aéronefs avec équipage (adapté de Wang *et al.*, 2019)

Taxons	Espèces détectées	Référence
Mammifères terrestres	Ours blancs (<i>Ursus maritimus</i>)	Wiig & Bakken, 1990
	Ours blancs (<i>Ursus maritimus</i>)	Stapleton <i>et al.</i> , 2016
	Buffles d'Afrique (<i>Syncerus caffer</i>), elands (<i>Taurotragus oryx</i>), éléphants d'Afrique (<i>Loxodonta africana</i>) et girafe (<i>Giraffa camelopardalis</i>)	Stoner <i>et al.</i> , 2007
	Antilopes d'Amérique (<i>Antilocapra americana</i>)	Smyser <i>et al.</i> , 2016
	Kangourous roux (<i>Megaleia rufa</i>), Kangourous géants (<i>Macropus giganteus</i>) et moutons (<i>Ovis aries</i>)	Caughley <i>et al.</i> , 1976
	Buffles d'Afrique, girafes, élands, éléphants d'Afrique, autruches, cobes à croissant, impalas, chèvres, moutons et bétail	Ottichilo <i>et al.</i> , 2000
	Cerfs élaphe (<i>Cervus elaphus</i>), daims européens (<i>Dama dama</i>), chevreuils (<i>Capreolus capreolus</i>), sangliers (<i>Sus scrofa</i>), renards (sp.), loups (sp.) et blaireau (sp.)	Franke <i>et al.</i> , 2012
Animaux aquatiques	Requins-citron (<i>Negaprion brevirostris</i>)	Kessel <i>et al.</i> , 2013
	Baleines à bosses (<i>Megaptera nocaeangliae</i>)	Andriolo <i>et al.</i> , 2006
	Dugongs (<i>Dugong dugon</i>), dauphins sp. et tortues vertes (<i>Chelonia mydas</i>)	Marsh & Sinclair, 1989
	Tortues marines sp., requins, sp., raies mantas (<i>Manta birostris</i>), petites et grandes espèces de dauphins	Martin <i>et al.</i> , 2016
	Morses du Pacifique (<i>Odobenus rosmarus divergens</i>)	Burn <i>et al.</i> , 2006
Animaux volants	Flamants roses (<i>Phoenicopterus roseus</i>)	Descamps <i>et al.</i> , 2011
	Oies des neiges (<i>Chen caerulescens</i>)	Chabot <i>et al.</i> , 2018
	Macreuses noires (<i>Melanitta nigra</i>), grands cormorants (<i>Phalacrocorax carbo</i>), espèces de huards (<i>Gavia sp.</i>), sternes caugek (<i>Sterna sandvicensis</i>) et puffins des Anglais (<i>Puffinus puffinus</i>)	Groom <i>et al.</i> , 2013

l'accouchement d'une baleine franche de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) dans le sud-est des États-Unis, les chercheurs ont recours à des observations directes et à un traitement de données qui ne requière pas d'analyses statistiques. Au contraire, lorsque les chercheurs et gestionnaires tentent de suivre des populations et d'estimer les paramètres populationnels des espèces à l'étude à l'aide d'images captées, plus d'étapes sont requises et les données doivent non seulement être compilées, mais elles doivent ensuite être analysées à l'aide de logiciels de traitement de données (Langtimm *et al.*, 2011 ; Kessel *et al.*, 2013).

En ce qui a trait à la détection et à l'analyse des données présentes sur les images captées, les chercheurs ont la possibilité d'effectuer l'opération de façon manuelle ou (semi) automatique à l'aide d'algorithmes développés comme dans le cas des pièges photographiques (Ventura *et al.*, 2016 ; Holling *et al.*, 2018). À noter que les décomptes manuels peuvent être extrêmement longs et coûteux selon le nombre d'images, ainsi que la grandeur de la zone étudiée (Holling *et al.*, 2018). Lors de la détection semi-automatique ou automatique, les algorithmes incorporent les textures, les formes et le contexte afin de détecter les animaux et analyser les images en se basant sur les pixels ou sur les objets grâce au contraste entre les animaux et l'environnement (Laliberte & Ripple, 2003 ; Holling *et al.*, 2018). Pour ce qui est de la détection et l'analyse semi-automatiques, les utilisateurs classifient des objets ou animaux dont l'emplacement est déjà connu afin d'aider les algorithmes à détecter ceux qui n'ont pas encore été trouvés (Holling *et al.*, 2018). Cependant, il est important de noter que la détection semi-automatique est moins performante que d'autres méthodes puisqu'il dépend fortement des connaissances des utilisateurs, de leur capacité à classifier les animaux, ainsi que de la signature spectrale des animaux (LaRue *et al.*, 2015 ; Holling *et al.*, 2018). En effet, lorsque la signature spectrale des animaux n'est pas suffisamment différente à celle d'autres objets dans l'image, de nombreuses fausses détections seront notées comme ce fût le cas dans l'étude de LaRue *et al.* (2015) dans laquelle la réflectance était employée afin de détecter les ours blancs de l'île Rowley, au Canada. Finalement, la détection et l'analyse automatiques permettent d'obtenir de meilleurs résultats que pour la méthode semi-automatique et la méthode a notamment permis à Groom *et al.* (2011) d'estimer l'abondance et la distribution de plusieurs espèces d'oiseaux marins, dont la sterne caugek (*Thalasseus sandvicensis*) et le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*). Les analyses basées sur les objets ont d'ailleurs permis aux chercheurs d'obtenir un taux de détection de plus de 99% en comparaison au décompte manuel des individus présents sur les images captées (Groom *et al.*, 2011).

2.2.3 Usages potentiels

Pour ce qui est des usages potentiels des aéronefs avec équipages, les avancées technologiques pourraient permettre d'avoir accès à des aéronefs avec équipage produisant un niveau de décibels moins important que ce qui peut être trouvé présentement sur le marché. En effet, les appareils modernes produisent un niveau de décibels élevé affectant le comportement des animaux survolés comme démontré dans l'étude de Bleich *et al.* (1994) et celle de Brambilla & Brivio (2018). En outre, des études emploient des caméras à bord des aéronefs avec équipage afin d'être en mesure d'obtenir une meilleure détection des individus grâce, notamment à des images possédant une grande résolution spatiale de quelques centimètres par pixel, mais aussi d'effectuer plusieurs vérifications *ex-situ* des images afin d'assurer un bon recensement des espèces détectées (Johnston *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019 ; Lamprey *et al.*, 2020). Avec les avancées technologiques, ces caméras vont possiblement posséder des capteurs de plus en plus performants ce qui va permettre aux chercheurs et gestionnaires de capter des images sur lesquelles les espèces seront plus facilement détectables et identifiables. Finalement, dans le même ordre d'idée, le développement de systèmes de caméras plus sophistiqués permettra d'optimiser la détection des animaux autour de l'appareil comme ce fut le cas dans l'étude de Johnston *et al.* (2017).

2.3 Utilisation des satellites

2.3.1 Usages actuels

Depuis près de 50 ans, les satellites font partie des outils expérimentaux utilisés en écologie afin d'aider à la conservation et à la gestion de la faune bien qu'il reste encore beaucoup de contraintes liées à leur utilisation telle que la faible résolution spatiotemporelle (Priede, 1984 ; Fretwell *et al.*, 2012). Qu'il s'agisse de satellites commerciaux dont les images sont payantes ou gratuites, ceux-ci permettent de répondre à de nombreuses questions que se posent les scientifiques, tant pour étudier les habitats terrestres que pour étudier les habitats aquatiques (Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019). La détection d'animaux peut se faire de façon manuelle directement par des observateurs qui étudient chaque image minutieusement ou de façon (semi) automatique à l'aide d'algorithmes développés pour détecter les individus présents dans la photo (Wang *et al.*, 2019). Afin de pouvoir être détectées à l'aide des satellites,

il est important de noter que les espèces doivent posséder trois principales caractéristiques : (1) être présentes dans un milieu ouvert, (2) être des organismes dont les couleurs sont contrastantes avec celles de l'environnement et (3) être des organismes d'une certaine taille (LaRue et al., 2017). Le Tableau 2.7 présente une synthèse tirée de Wang et al. (2019) qui expose des études ayant utilisé les satellites afin de détecter et faire le suivi des populations animales.

a. Habitats terrestres

Tout d'abord, au niveau des habitats terrestres, les satellites sont utilisés afin de détecter la présence d'espèces, notamment dans le cas d'animaux qui modifient de façon significative leur habitat (Wang et al., 2019). En effet, il est possible de détecter les fèces, d'observer la disparition de source de nourriture et de faire le décompte des terriers (Wang et al., 2019). À ce sujet, Swinbourne et al. (2018) ont utilisé ces modifications d'habitat afin de tenter de détecter la présence de wombats à nez poilu du sud (*Lasiorhinus krefftii*) qui forment des sentiers dans le substrat entre les terriers. Cependant, il est important de noter que la technologie est seulement efficace dans ce type d'étude lorsque les modifications dans l'habitat sont spatialement et spectralement distinctes, deux caractéristiques que les terriers de wombat n'avaient pas sans la présence de sentiers entre les terriers (Swinbourne et al., 2018). D'autres études se sont penchées sur la possibilité d'utiliser les satellites afin de détecter certaines espèces terrestres telle que l'étude de Yang et al. (2014) qui tentait d'évaluer la possibilité d'utiliser cette technologie de télédétection afin de détecter de grands animaux dans la savane de la Réserve nationale du Masai Mara, au Kenya.

Ensuite, les satellites permettent d'étudier les paramètres populationnels des espèces grâce à l'identification et au décompte des individus détectés (Wang et al., 2019). Grâce à cette technologie de télédétection, les chercheurs et gestionnaires sont en mesure d'estimer la distribution, la densité, ainsi que l'abondance des populations animales. Parmi les animaux terrestres ayant été étudiés à l'aide des satellites se retrouvent plusieurs espèces de mammifères tels que le wombat à nez poilu du sud et l'ours blanc (*Ursus maritimus*), ainsi que certaines espèces d'oiseaux comme le manchot empereur (*Aptenodytes forsteri*) et l'albatros hurleur (*Diomedea exulans*) (Fretwell et al., 2012 ; Fretwell et al., 2017 ; LaRue & Stapleton, 2018 ; Swinbourne et al., 2018). Il est important de noter que la technologie comporte encore un certain nombre de limitations qui font en sorte que l'utilisation de satellites pour la détection et le suivi

Tableau 2.7 : Espèces animales détectées à l'aide de satellites (adapté de Wang *et al.*, 2019)

Taxons	Espèces détectées	Référence
Mammifères terrestres	Gnou (<i>Connochaetes gnou</i>), zébre (<i>Equus quagga</i>)	Yang <i>et al.</i> , 2014
	Gnou (<i>Connochaetes gnou</i>), zébre (<i>Equus quagga</i>)	Xue <i>et al.</i> , 2017
	Ours blancs (<i>Ursus maritimus</i>)	Stapleton <i>et al.</i> , 2014
	Ours blancs (<i>Ursus maritimus</i>)	Platonov <i>et al.</i> , 2013
	Bœufs musqués (<i>Ovibus moschatus</i>)	LaRue <i>et al.</i> , 2017
Animaux aquatiques	Morses (<i>Odobenus rosmarus</i>) et baleines boréales (<i>Balaena mysticetus</i>)	Platonov <i>et al.</i> , 2013
	Baleines franches australes (<i>Eubalaena australis</i>)	Fretwell <i>et al.</i> , 2014
	Rorqual commun (<i>Balaenoptera physalus</i>), baleines franches australes (<i>Eubalaena mysticetus</i>) et baleine grise (<i>Eschrichtius robustus</i>)	Cubaynes <i>et al.</i> , 2019
	Phoque de Weddell (<i>Leptonychotes weddellii</i>)	LaRue <i>et al.</i> , 2011
	Manchots empereurs (<i>Aptenodytes fosteri</i>)	Fretwell <i>et al.</i> , 2012
	Baleines à bosses (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	Abileah, 2001
	Éléphants de mer (<i>Mirounga leonina</i>)	McMahon <i>et al.</i> , 2014
	Phoques de Weddell (<i>Leptonychotes weddellii</i>)	Ainley <i>et al.</i> , 2015
Animaux volants	Albatros hurleurs (<i>Diomedea exulans</i>) et Albatros de Sanford (<i>Diomedea sanfordi</i>)	Fretwell <i>et al.</i> , 2017

des paramètres populationnels peut s'avérer difficile dans les habitats terrestres (Fretwell *et al.*, 2012 ; LaRue & Stapleton, 2018 ; Swinbourne *et al.*, 2018). En effet, la résolution spatiale des satellites est encore trop faible pour étudier tous les types d'habitats et d'espèces et la variabilité naturelle causée, par exemple, par la présence de nuages et le manque de contraste entre les animaux ou les traces de présence et l'environnement, sont des limitations qui font que l'utilisation de satellites n'est pas toujours adaptée selon l'espèce ou l'habitat étudié, ainsi que les objectifs de recherche (Wulder *et al.*, 2004 ; Fretwell *et al.*, 2012 ; LaRue & Stapleton, 2018 ; Swinbourne *et al.*, 2018).

Finalement, l'utilisation de satellites pour la détection et le suivi des populations animales dans les habitats terrestres permet d'étudier les animaux ayant une taille plus grande ou égale à 60 centimètres (Wang *et al.*, 2019). En effet, les chercheurs et les gestionnaires ont actuellement accès à des images possédant une résolution panchromatique maximale de 31 centimètres par pixel ce qui ne permet pas de détecter et identifier des animaux plus petits que 60 centimètres (Wang *et al.*, 2019). En effet, les gnous (*Connochaetes sp.*) et les zèbres (*Equus sp.*) adultes sont de bons exemples puisque la longueur de leur corps est représentée par 3 à 4 pixels et 1 à 2 pixels respectivement dans les images obtenues grâce au satellite GeoEye-1 malgré la taille des individus qui varie entre 1.5 et 2.5 mètres (Yang *et al.*, 2014). La résolution spatiale est, à ce jour, une limite toujours présente empêchant les chercheurs d'identifier et détecter certains animaux et c'est d'ailleurs pour cette raison qu'il fût difficile pour Fretwell *et al.* (2012) d'identifier les colonies de manchots empereurs comportant moins de 200 individus.

b. Habitats aquatiques

Au niveau des habitats aquatiques, les satellites sont utilisés afin de détecter la présence d'espèces aquatiques incluant certaines espèces de mammifères marins comme des baleines, ainsi que plusieurs espèces de poissons tels que des requins et des raies (Platonov *et al.*, 2012 ; Cubaynes *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019 ; Williamson *et al.*, 2019). En effet, grâce à la technologie de télédétection, les chercheurs sont capables d'obtenir des images avec une résolution spatiale assez élevée pour détecter et compter certains animaux (Fretwell *et al.*, 2014 ; Wang *et al.*, 2019). C'est d'ailleurs ce qu'ont tenté Fretwell *et al.* (2014) dans une étude qui évaluait l'utilisation des satellites afin de compter les baleines franches australes (*Eubalaena australis*) dans le golfe Nuevo, en Argentine. Il s'agissait de la première étude utilisant la

technologie pour faire le décompte de baleines et elle a permis de valider l'efficacité de la technique de télédétection pour ce type de recherches, notamment grâce aux avancées technologiques qui permettent une meilleure résolution spatiale que celle obtenue auparavant avec les satellites (Fretwell *et al.*, 2014). Plusieurs autres études ont aussi utilisé l'imagerie satellitaire afin de détecter et compter des animaux marins telles que celle de Cubaynes *et al.* (2019) qui tentait d'évaluer la faisabilité d'utiliser les images satellites à haute résolution afin d'étudier quatre espèces de baleines dans quatre zones : (1) Maui Nui à Hawaii, (2) Lagune San Ignacio au Mexique, (3) Sanctuaire pélagique de la mer de Ligurie et (4) Péninsule Valdés en Argentine. Il est important ici de noter que plusieurs recherches ont comme sujet l'étude des paramètres populationnels de plusieurs espèces aquatiques à l'aide des satellites et de données GPS dont la baleine bleue (*Balaenoptera musculus*), le dauphin commun à bec court (*Delphinus delphis*) et le requin griset (*Hexanchus griseus*), mais ces recherches n'utilisent pas l'imagerie satellitaire dont il est question dans cet essai (Pardo *et al.*, 2015 ; King & Surry, 2017 ; Grecian *et al.*, 2018).

2.3.2 Principales approches de traitement de données et les variables exploitées

Dépendamment de l'étude, le nombre d'images satellites utilisées change et peut passer d'une image comme dans le cas de l'étude de McMahon *et al.* (2014) à quelques images dans le cas de l'étude de Fretwell *et al.* (2012). Afin d'étudier les données, les chercheurs et gestionnaires ont ensuite le choix de traiter les images de façon (semi) automatique à l'aide de logiciels conçus à cet effet ou bien de traiter et détecter les animaux à l'œil nu par un ou plusieurs observateurs (Fretwell *et al.*, 2014 ; McMahon *et al.*, 2014). Dépendamment des objectifs de l'étude, ils peuvent ensuite utiliser ces données directement ou bien utiliser des logiciels d'analyses de données qui permettent d'estimer, par exemple, les paramètres populationnels tels que l'abondance et la distribution des espèces sur les images (Fretwell *et al.*, 2012 ; McMahon *et al.*, 2014 ; Swinbourne *et al.*, 2018). En effet, tout comme pour les images captées à partir des aéronefs avec équipage, des logiciels et algorithmes similaires peuvent être utilisés afin de traiter et analyser les images satellitaires, soit avec une méthode où le chercheur ou le gestionnaire assiste le programme afin d'aider à la détection des animaux, soit grâce à une méthode complètement automatisée qui semble procurer des décomptes plus précis que les méthodes assistées (Ventura *et al.*, 2016 ; Holling *et al.*, 2018)

2.3.3 Usages potentiels

Grâce aux avancées technologiques, l'imagerie satellite pourrait être de plus en plus utilisée par les chercheurs et gestionnaires afin de détecter et suivre les populations animales, notamment grâce au développement de capteurs comportant une résolution spatiale de plus en plus élevée (Fertwell *et al.*, 2012). En effet, grâce à une résolution spatiale plus élevée, les animaux occuperont plus de pixels dans l'image ce qui fera en sorte que leur identification sera plus facile par les chercheurs, les gestionnaires ou les logiciels qui analysent de façon (semi) automatique les images (Fertwell *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2019). En outre, de plus en plus de capteurs et de satellites permettent d'étudier plusieurs paramètres environnementaux simultanément ce qui aide les chercheurs à comprendre l'écologie de certaines espèces puisque celles-ci répondent aux changements environnementaux, notamment les changements dus aux activités humaines (Pettorelli *et al.*, 2014 ; Schlaff *et al.*, 2014). À ce sujet, l'étude de Schlaff *et al.* (2014) a démontré que les variables environnementales ont un effet significatif sur les déplacements des requins, notamment la lumière, ainsi que la température de surface des océans. Grâce à des analyses multivariées plus poussées par rapport à celles qui ont été effectuées jusqu'à ce jour, les chercheurs et gestionnaires pourraient donc suivre les populations animales en milieu aquatique, associer les variables ayant un impact sur ces espèces et s'en servir pour développer de meilleurs plans de gestion et de conservation. Finalement, de nombreux satellites sont envoyés en orbite et l'accès aux images est à un prix de plus en plus abordable, voire même gratuit ce qui va permettre aux chercheurs d'utiliser davantage cette technologie pour la détection et le suivi des populations animales (Wang *et al.*, 2019). À noter que plusieurs projets de satellites visent à constituer des constellations de plusieurs plateformes qui permettront d'augmenter considérablement la couverture temporelle de la Terre avec la possibilité d'obtenir des images quotidiennement et à bas prix (Singh *et al.*, 2020).

2.4 Utilisation des drones

2.4.1 Usages actuels

a. Habitats terrestres

Grâce aux avancées technologiques récentes, l'utilisation des drones est de plus en plus commune pour étudier les populations animales terrestres et ainsi aider à la conservation et la gestion de la faune puisqu'il s'agit d'une technologie ayant beaucoup de potentiel (Christie *et al.*, 2016 ; Mangewa *et al.*, 2019). Tout d'abord, les drones sont utilisés afin de détecter la présence d'espèces dans différents habitats (Mangewa *et al.*, 2019). En effet, les drones permettent aux chercheurs et gestionnaires de détecter les animaux dans différents habitats, dont plusieurs espèces de mammifères, d'oiseaux et de reptiles (Koh & Wich, 2012 ; Rey *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019). À noter que les recherches ont surtout été réalisées sur de grands animaux (> 0.6 m) comme les éléphants d'Afrique puisque certaines réglementations obligent les pilotes à faire voler les drones à une altitude minimale rendant la détection des petits animaux plus difficile (Wang *et al.*, 2019). Un exemple d'étude ayant utilisé les drones afin de détecter la présence d'espèces est celui de Rey *et al.* (2017) qui avait comme objectif de proposer un système semi-automatique afin de détecter les grands animaux de la savane semi-aride de la Réserve faunique Kuzikus, en Namibie, incluant l'éland (*Taurotragus oryx*), le springbok (*Antidorcas marsupialis*), le zèbre de Burchell (*Equus quagga burchellii*), ainsi que la girafe (*Giraffa camelopardalis giraffa*). À noter que malgré une utilisation prometteuse du système semi-automatique présenté dans l'étude, la méthode ne permet pas d'obtenir un compte exact des animaux puisque les mêmes individus pouvaient être observés sur plus d'une image et que l'algorithme avait parfois de la difficulté à différencier deux individus trop proches l'un de l'autre (Rey *et al.*, 2017).

Ensuite, les drones sont employés par les chercheurs afin d'étudier le comportement animal tel que leur réaction face à l'utilisation récente de la technologie par les chercheurs et gestionnaires pour détecter et suivre les populations animales (Christie *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019). Un bon exemple est l'étude de Barnas *et al.* (2017) qui tentait d'évaluer la réponse comportementale d'oies des neiges (*Anser caerulescens caerulescens*) nicheuses aux relevés faits à l'aide de drones dans le Parc National Wapusk au

Manitoba, Canada. Les résultats ont démontré un effet des drones sur le comportement des oies des neiges, mais il est important de noter que cela ne veut pas dire qu'il ne faut pas utiliser cette technologie (Barnas *et al.*, 2017). Effectivement, bien que les drones semblent avoir un impact minime ou nul sur la plupart des espèces étudiées jusqu'à présent, les chercheurs et gestionnaires devront prendre en compte la possibilité d'observer un impact chez de nouvelles espèces et tenter, lors de l'élaboration de leur méthodologie, de les minimiser le plus possible (Barnas *et al.*, 2017).

Finalement, les drones sont aussi utilisés afin d'étudier une grande gamme de paramètres populationnels tels que la densité, l'abondance, ainsi que la distribution (Christie *et al.*, 2016 ; Mangewa *et al.*, 2019). En effet, dans le cas des habitats terrestres, les drones ont été utilisés afin d'étudier les paramètres populationnels de quelques espèces d'oiseaux tels que la bernache du Canada (*Branta canadensis*), l'oie des neiges (*Chen caerulescens*) et la grue du Canada (*Grus canadensis*), ainsi que pour certains mammifères tels que l'hippopotame commun (*Hippopotamus amphibius*) (USGS, 2011 ; Chabot & Bird, 2012 ; Linchant *et al.*, 2018). Un exemple d'étude employant les drones comme technologie de télédétection est l'étude de Chabot & Bird (2012) qui tentait d'évaluer l'utilisation d'un drone commercial afin d'étudier et faire le suivi des troupeaux de bernaches du Canada et d'oies des neiges. Grâce aux drones, les chercheurs étaient en mesure de détecter les individus puis de les compter ce qui aurait pu leur permettre d'estimer certains paramètres populationnels tels que l'abondance et la densité comme dans les cas de certaines études utilisant les aéronefs avec équipage afin de faire le suivi de ces populations (Chabot & Bird, 2012). À noter que, contrairement à d'autres technologies de télédétection comme les aéronefs avec équipage, les drones peuvent être rapidement déployés dans le milieu et suivre un vol prédéterminé et précis ce qui permet de répéter les mêmes échantillonnages plus facilement (Watts *et al.*, 2010 ; Mangewa *et al.*, 2019). Le Tableau 2.8 tiré partiellement de Wang *et al.* (2019) présente un résumé des études ayant employé les drones afin de détecter et suivre plusieurs espèces.

b. Habitats aquatiques

Au niveau des habitats aquatiques, les drones sont souvent utilisés puisqu'il s'agit d'habitats parfois difficiles à accéder rendant l'échantillonnage à l'aide d'aéronefs avec équipage difficile (Chabot & Bird, 2015 ; Wang *et al.*, 2019). La première utilisation recensée des drones est la détection des espèces

aquatiques (Christie *et al.*, 2016 ; Schofield *et al.*, 2019). En 2013, Hodgson *et al.* ont conduit une étude cherchant à évaluer la faisabilité d'utiliser les drones comme outil de télédétection pour étudier la faune

Tableau 2.8 : Espèces animales détectées à l'aide de drones

Taxon	Espèces détectées	Référence
Mammifères terrestres	Chevreaux d'Asie (<i>Capreolus pygargus</i>)	Israel, 2011
	Éléphants d'Afrique (<i>Loxodonta africana</i>)	Vermeulen <i>et al.</i> , 2013
	Vaches (<i>Bos taurus</i>)	Longmore <i>et al.</i> , 2017
	Koalas (<i>Phascolarctos cinerus</i>)	Gonzalez <i>et al.</i> , 2016
	Cerfs élaphe (<i>Cervus elaphus</i>), chevreuils (<i>Capreolus capreolus</i>) et sangliers (<i>Sus scrofa</i>)	Witczuk <i>et al.</i> , 2018
	Bisons d'Amérique du Nord (<i>Bison bison</i>), wapitis (<i>Cervus canadensis</i>), loups gris (<i>Canis lupus</i>) et daims européens (<i>Dama dama</i>)	Chrétien <i>et al.</i> , 2015
	Cerfs de Virginie (<i>Odocoileus virginianus</i>)	Chrétien <i>et al.</i> , 2016
Animaux aquatiques	Dugongs (<i>Dugong dugon</i>)	Hodgson <i>et al.</i> , 2013
	Alligators américains (<i>Alligator mississippiensis</i>) et lamantins des Caraïbes (<i>Trichechus manatus</i>)	Jones <i>et al.</i> , 2006
	Léopards de mer (<i>Hydrurga leptonyx</i>)	Goebel <i>et al.</i> , 2015
	Baleines à bosses (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	Hodgson <i>et al.</i> , 2017
	Requins à pointes noires (<i>Carcharhinus melanopterus</i>) et raies fouets (<i>Himantura fai</i>)	Kiszka <i>et al.</i> , 2016
	Phoques gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	Seymour <i>et al.</i> , 2017
Animaux volants et insectes	Ibis blancs (<i>Eudocimus albus</i>)	Jones <i>et al.</i> , 2006
	Mouettes rieuses (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>)	Sarda-Palomera <i>et al.</i> , 2012

Animaux volants et insectes	Frégates ariels (<i>Fregata ariel</i>), sternes huppées (<i>Thalasseus bergii</i>) et Gorfous de Schlegel (<i>Eudytes schlegeli</i>)	Hodgson <i>et al.</i> , 2016
	Manchots papous (<i>Pygoscelis papua</i>) et manchots à jugulaires (<i>Pygoscelis antarctica</i>)	Goebel <i>et al.</i> , 2015
	Fuligules à dos blancs (<i>Aythya valisineria</i>), grèbes élégants (<i>Aechmophorus occidentalis</i>), grèbes à face blanche (<i>Aechmophorus clarkii</i>) et cormorants à aigrettes (<i>Phalacrocorax auritus</i>)	Dulava <i>et al.</i> , 2015
	Papillons échancrés (<i>Libythea celtis</i>)	Ivosevic <i>et al.</i> , 2017
	Grives de Bicknell (<i>Catharus bicknelli</i>) et grives à dos olive (<i>Catharus ustulatus</i>)	Tremblay <i>et al.</i> , 2017
	Mélicéphages bruyants (<i>Manorina melanocephala</i>)	Cliff <i>et al.</i> , 2015

marine dans la Baie Shark, en Australie. Bien que l'étude se concentrait sur la détection des dugongs (*Dugong dugong*), de nombreuses espèces d'animaux marins ont pu aussi être identifiées sur les images captées, incluant certaines espèces de dauphins, de tortues, de raies, de requins, de serpents de mer, ainsi que d'oiseaux démontrant bien la versatilité de la technologie (Hodgson *et al.*, 2013). D'autres études ont aussi tenté d'évaluer l'efficacité des drones à détecter des espèces aquatiques telle que l'étude de Colefax *et al.* (2019) le long de la côte est de l'Australie. À la suite de l'étude, les chercheurs ont conclu que cette technologie de télédétection est un outil d'échantillonnage efficace afin d'étudier plusieurs espèces marines dont les requins, les dauphins, ainsi que les bancs de poissons. Encore une fois, d'autres espèces ont été détectées telles que certaines espèces de raies et de tortues, mais leur identification était plus difficile que pour d'autres groupes d'espèces (Colefax *et al.*, 2019).

Ensuite, tout comme pour les habitats terrestres, les drones sont utilisés afin d'étudier le comportement de plusieurs espèces, notamment les déplacements, ainsi que les interactions intraspécifiques ou interspécifiques telles que les comportements d'accouplement et de prédateur-proie (Rees *et al.*, 2018 ; Schofield *et al.*, 2019). Une étude de Chassagneux *et al.* (2013) tentait d'étudier les déplacements de tortues vertes (*Chelonia mydas*) et de tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata*) afin de comprendre le comportement de recherche de nourriture autour de l'île de la Réunion. En effet, les drones permettent d'obtenir des informations sur les changements de trajectoire des animaux aquatiques en fonction de l'habitat ou lors de la recherche des proies (Schofield *et al.*, 2019).

Finalement, les drones sont aussi utilisés afin d'étudier les paramètres populationnels de plusieurs espèces aquatiques (Christie *et al.*, 2016 ; Schofield *et al.*, 2019). En effet, les drones permettent d'estimer la taille, la densité, l'abondance, la composition ainsi que la distribution des populations à travers une grande gamme d'habitats (Schofield *et al.*, 2019). En effet, plusieurs études ont été réalisées sur des populations de tortues et d'autres espèces marines afin de tenter d'estimer différents paramètres populationnels à l'aide de cette technologie de télédétection (Bevan *et al.*, 2015 ; Sykora-Bodie *et al.*, 2017 ; Ferguson *et al.*, 2018). En outre, les drones permettent aussi de déterminer la composition d'une population grâce à des images de drones qui permettent d'estimer la condition corporelle, l'âge, le sexe, ainsi que déterminer si un animal est en gestation (Christie *et al.*, 2016). À ce sujet, la NOAA débuta une étude en 2008 afin de suivre une des populations d'orques résidentes dans le Pacifique du Nord-Ouest (NOAA, 2015). À l'aide des drones, les chercheurs ont été en mesure d'étudier la croissance, les conditions corporelles, ainsi que la composition de la population, notamment en évaluant la grossesse des femelles captées sur les images (NOAA, 2015).

2.4.2 Principales variables exploitées et approches de traitement de données

Avec l'utilisation des drones, les chercheurs et scientifiques ont la possibilité d'effectuer trois types de prise de données : (1) le long de transects, (2) en suivant une grille ou (3) de façon aléatoire selon les objectifs de recherche (Koh & Wich, 2012 ; Vas *et al.*, 2015 ; Witczuk *et al.*, 2017). De plus, certains chercheurs ont aussi recouru à une adaptation de la technique capture-marquage-recapture à l'aide des drones ce qui les aide à estimer la taille des populations de certaines espèces (Schofield *et al.*, 2019). À la suite de l'échantillonnage, les chercheurs et gestionnaires possèdent des images et vidéos qui peuvent ensuite être traitées afin d'obtenir des informations sur, par exemple, le comportement et des indices de présence ou encore des données comme un nombre d'individus qui permettent d'estimer les paramètres populationnels des espèces étudiées à l'aide d'analyses statistiques (Koh & Wich, 2012 ; Ferguson *et al.*, 2018). Cette détection peut être faite par photo-interprétation visuelle de façon (semi) automatique, une technique toujours en développement qui pourrait éviter aux chercheurs et aux gestionnaires de passer des heures à revoir chaque vidéo et/ou image captée (Rees *et al.*, 2018 ; Fiori *et al.*, 2019). En effet, tout comme l'imagerie à bord des aéronefs avec équipage, les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité d'employer des algorithmes développés afin de traiter et analyser les images de façon assistée ou automatique (Ventura *et al.*, 2016). Ces algorithmes analysent les pixels et/ou les objets afin de détecter

la présence d'animaux sur les images grâce, notamment à la classification MLC (Maximum Likelihood Classification) et permettent d'estimer, par exemple, les paramètres populationnels des animaux étudiés (Koh & Wich, 2012 ; Ventura *et al.*, 2016).

2.4.3 Usages potentiels

Étant donné que la technologie est encore relativement récente, de nombreuses études restent encore à être effectuées afin de pouvoir être en mesure d'utiliser les drones comme outil de télédétection. En effet, la plupart des études ont été faites sur une ou quelques espèces, à basses échelles spatiotemporelles (petites zones d'étude et peu ou pas de répétitions d'échantillonnage dans le temps) et dans des habitats relativement homogènes (Mangewa *et al.*, 2019). Il reste donc encore à évaluer la faisabilité d'utiliser les drones afin d'étudier plusieurs espèces simultanément, dans des habitats hétérogènes et ce, à des altitudes permettant la détection et le décompte des animaux sans les déranger (Mangewa *et al.*, 2019). De plus, grâce aux avancées technologiques, de plus en plus de modèles de drones et de capteurs vont être disponibles sur le marché des consommateurs ce qui va permettre à certains laboratoires ayant parfois un plus petit budget d'avoir l'option de choisir cette technologie de télédétection afin de remplacer ou de compléter d'autres techniques d'échantillonnage et d'imagerie. En effet, un bon exemple est le fait que les drones peuvent être une bonne alternative en comparaison à l'échantillonnage à bord d'aéronefs avec équipage comme l'a démontré l'étude de Witt *et al.*, 2019) puisqu'ils sont généralement moins coûteux et selon l'étendue de la zone d'étude, l'utilisation de drones peut être avantageuse. En outre, avec les avancées technologiques, les drones pourraient avoir une autonomie de vol plus longue ce qui va permettre aux chercheurs et aux gestionnaires d'identifier et détecter les animaux plus facilement et de parcourir des distances plus importantes bien que certaines lois en vigueur pour cette technologie proscrirent son utilisation hors du champ de vision du pilote (Aviation civile de la Tanzanie, 2017 ; Gouvernement du Canada, 2020). Ensuite, les chercheurs et gestionnaires qui travaillent sur le développement de techniques de traitement d'images plus poussées que celles utilisées à ce jour pourraient permettre d'obtenir une détection d'individus et une analyse des données (semi) automatique plus précise puisqu'il existe encore des limites telles que les fausses détections d'objets dont il était question dans l'étude de LaRue *et al.* (2015). Ces méthodes de détection et d'analyse permettraient de réduire considérablement le temps associé au traitement des données qui peut être excessivement long selon la quantité d'images et de vidéos à traiter et analyser (Groom *et al.*, 2011 ; Dehvari & Heck, 2012 ;

Christie *et al.*, 2016). Finalement, des études telles que celle de Weisler *et al.* (2017) démontrent la possibilité de développer des drones pouvant à la fois voler et nager permettant d'obtenir des informations sur des animaux qui se retrouvent proches de la surface. Effectivement, le drone développé dans cette étude avait la capacité de voler au-dessus de l'océan afin d'obtenir un échantillonnage visuel, mais aussi d'amerrir sur l'eau et d'y entrer afin d'effectuer des observations sous la surface (Weisler *et al.*, 2017).

2.4.4 Aspects éthiques et lois en vigueur dans certains pays, dont le Canada

Avec l'apparition des drones sur le marché des consommateurs, la technologie a soulevé plusieurs questionnements quant aux aspects éthiques reliés à leur utilisation afin de détecter et suivre les populations animales (Vas *et al.*, 2015). En effet, l'effet que la technologie a sur les animaux n'est encore que très peu connu et plusieurs recherches tentent d'évaluer l'effet des appareils sur les animaux (Ditmer *et al.*, 2015 ; Vas *et al.*, 2015 ; Barnas *et al.*, 2017). De bons exemples d'études sont ceux de Vas *et al.* (2015) et de Brisson-Curadeau *et al.* (2017) qui tentaient d'évaluer l'effet des drones sur différentes espèces d'oiseaux et de déterminer quelle serait la meilleure technique d'approche afin d'étudier ces animaux tout en minimisant les impacts négatifs de la technologie sur les individus. Leurs études ont notamment démontré qu'une approche verticale par un drone sur un oiseau causait une réaction de l'individu plus importante qu'une approche à l'horizontale, possiblement puisque l'oiseau associait cette approche à celle d'une attaque par un prédateur et qu'il est meilleur de démarrer l'appareil loin des sites de reproduction afin de minimiser la fuite des oiseaux (Vas *et al.*, 2015 ; Brisson-Curadeau *et al.*, 2017). À noter qu'il reste encore beaucoup de recherche à effectuer sur d'autres taxons puisque les effets sur leur comportement et leur physiologie peuvent être complètement différents selon l'espèce étudiée (Vas *et al.*, 2015).

Finalement, en raison d'une augmentation importante de l'utilisation des drones pour des applications civiles, de nombreuses lois sont entrées en vigueur dans plusieurs pays afin de réguler leur emploi, mais ces lois ne sont pas les mêmes entre pays (Mangewa *et al.*, 2019). En effet, dans plusieurs pays, quiconque veut utiliser un drone devra tout d'abord se procurer un permis et suivre les règles associées à celui-ci (Mangewa *et al.*, 2019). L'une de ces règles est le fait que le drone doit toujours être dans le champ de

vision du pilote, ce qui réduit considérablement l'efficacité de l'utilisation de la technologie dans la plupart des pays développés puisque les chercheurs et gestionnaires n'ont pas la possibilité d'étudier une grande étendue durant le même vol (Witczuk *et al.*, 2017 ; Mangewa *et al.*, 2019). Les chercheurs et gestionnaires doivent donc prendre du temps supplémentaire afin de chercher, par exemple, plusieurs zones propices au décollage et à l'atterrissage ce qui peut s'avérer difficile selon le milieu dans lequel s'effectue l'étude (Witczuk *et al.*, 2017). De plus, de nombreuses considérations légales doivent être prises en compte suivant les règles établies par la Convention de l'aviation civile internationale en 1994 concernant la sécurité, la vie privée, ainsi que la sécurité des données (Linchant *et al.*, 2015 ; Mangewa *et al.*, 2019). Cependant, puisqu'il n'existe pas encore de classification spécifique pour les appareils, l'implantation de lois est difficile et progresse au cas par cas dans plusieurs pays (Linchant *et al.*, 2015). Lors de l'implantation des réglementations, cinq aspects clés sont souvent pris en considération par les pays soient : (1) les caractéristiques de l'appareil (type, poids et utilisation attendue), (2) les localisations géographiques permises par rapport à certaines zones proscrites comme les bases militaires et les aéroports, (3) les procédures légales et administratives en vigueur dans chaque pays, (4) les exigences techniques (mécanique, contrôle et communication), ainsi que (5) les aspects éthiques liés à l'utilisation tels que la possibilité d'être une menace pour la vie privée (ex : capteurs permettant l'identification et la reconnaissance) (Mangewa *et al.*, 2019 ; Mozaffari *et al.*, 2019). En Tanzanie, par exemple, le processus peut s'avérer extrêmement long et coûteux puisque les chercheurs et gestionnaires doivent obtenir la permission de deux instances soit la première de l'Aviation civile de la Tanzanie (TCAA) et la seconde par les autorités militaires (Mangewa *et al.*, 2019). Les règles en vigueur comprennent une interdiction de voler à moins de 3 kilomètres d'un aéroport, de voler au-dessus d'un parc national et de voler hors de la vue du pilote (Aviation civile de la Tanzanie, 2017). Au Canada, depuis l'été 2019, toute personne voulant utiliser un drone doit suivre les nombreuses règles énoncées dans le *Règlement de l'aviation canadien* (RAC) selon la catégorie d'opérations nécessaire (Gouvernement du Canada, 2020 ; Transports Canada, 2020). À ce sujet, il existe deux catégories principales d'opération des drones pour les drones de plus de 250 grammes, soient les opérations de base ou les opérations avancées, définies par le poids du drone, la distance par rapport aux passants et les règles sur l'espace aérien (Transports Canada, 2020). Une fois la catégorie définie, le pilote doit immatriculer le drone qu'il souhaite utiliser, réussir le ou les examens appropriés (opération de base ou opération avancée), puis avoir un certificat de pilote de drone (Gouvernement du Canada, 2020). Quelques lois en vigueur prescrivent de voir le drone en tout temps, ainsi que de voler à moins de 122 mètres (Gouvernement du Canada, 2020). De plus, dans le cas des opérations de base, le pilote doit faire voler le drone dans un espace aérien non contrôlé, sur une distance

horizontale de plus de 30 mètres (100 pieds) des passants et ne jamais piloter le drone au-dessus des passants. Si une de ces règles ne peut être respectée, le pilote doit suivre les règles reliées aux opérations avancées (Transports Canada, 2020).

Chapitre 3 – Tableau synthèse et analyse comparative des principales caractéristiques de chaque technologie

À la suite du Chapitre 1 et du Chapitre 2 qui ont présenté une analyse des quatre technologies de télédétection, la section suivante synthétise les informations actuelles afin de faire ressortir les caractéristiques propres à chacune et comparer les technologies entre-elles. Le Tableau 3.9 présente une comparaison entre les quatre technologies de télédétection dans un contexte de détection et de suivi des populations animales basé sur le *Tableau 1* de Wang *et al.* (2019) et l'information présentée dans les deux chapitres précédents. Cette comparaison se fera sur la base de plusieurs caractéristiques qui sont chacune décrites à la suite du tableau.

Tableau 3.9 : Comparaison entre les quatre technologies de télédétection utilisées pour la détection et le suivi des populations animales

Caractéristiques	Pièges photographiques	Aéronefs avec équipage	Satellites	Drones
Diversité de plateformes	Beaucoup de modèles existants (> 50) Possibilité d'en fabriquer	Beaucoup de modèles existent Peu d'appareils sont adaptés	Peu de plateformes employées (< 10)	Beaucoup de modèles existants (> 150) Possibilité d'en fabriquer
Diversité de capteurs	Plusieurs capteurs disponibles	Plusieurs capteurs disponibles	Faible quantité de capteurs disponibles (< 10)	Plusieurs capteurs disponibles
Format des données captées	Images et vidéos	Observations directes, images et vidéos	Images	Images et vidéos
Domaines spectraux étudiés	Visible et infrarouge thermique	Visible et infrarouge thermique	Visible	Visible et infrarouge thermique
Résolution spatiale courante	Millimétrique	Centimétrique	Métrique	Millimétrique à centimétrique

Résolution spatiale minimale	Quelques mm	2.5 cm	1.24 m (multispectrale) 0.31 m (panchromatique)	2 mm
Résolution temporelle minimale	Quelques secondes	Quelques heures	Quelques heures	Quelques minutes
Surface couverte par image (ordre de grandeur)	m ²	10 m ² à 100 m ²	km ²	10 m ²
Coûts approximatifs	Entre US \$100 et \$600 par piège	Entre US \$600 et \$3,000 par heure de location	Entre US \$10 et \$60 par km ²	Entre US \$300 et \$100,000 par appareil
Acquisition de données	Disposition selon une grille, le long de transects, de zones clés ou aléatoire	Vols le long de transects, vers des animaux détectés ou à l'intérieur de zones spécifiques	Acquisition le long de transects (orbite)	Vols le long de transects, vers des animaux détectés ou à l'intérieur de zones spécifiques
Traitement de données	Détection à l'œil nu ou avec logiciels (semi) automatiques étudiant les pixels ou les objets	Détection à l'œil nu ou avec logiciels (semi) automatiques étudiant les pixels ou les objets	Détection à l'œil nu ou avec logiciels (semi) automatiques étudiant les pixels ou les objets	Détection à l'œil nu ou avec logiciels (semi) automatiques étudiant les pixels ou les objets
Type de milieux	Terrestres : Milieux ouverts ou partiellement ouverts	Terrestres : Milieux ouverts ou partiellement ouverts	Terrestres : Milieux ouverts	Terrestres : Milieux ouverts ou partiellement ouverts
	Aquatiques : Surface ou sous l'eau	Aquatiques : Surface de l'eau ou faible profondeur	Aquatiques : Surface de l'eau ou faible profondeur	Aquatiques : Surface de l'eau ou faible profondeur
Taxons étudiés	Terrestres : mammifères, reptiles, oiseaux et insectes	Terrestres : mammifères, oiseaux et reptiles	Terrestres : mammifères et oiseaux	Terrestres : mammifères, oiseaux et insectes

		Aquatiques : mammifères, reptiles, crustacés et poissons	Aquatiques : mammifères, reptiles, poissons	Aquatiques : mammifères et oiseaux	Aquatiques : mammifères, reptiles, poissons et oiseaux
Taille des animaux étudiés		Quelques millimètres à plus de 60 centimètres	Quelques centimètres à plus de 60 centimètres	Plus grands que 60 centimètres	Quelques millimètres à plus de 60 centimètres
Variables écologiques étudiées	Présence	✓	✓	✓	✓
	Comportement / relations intraspécifiques et interspécifiques	✓			✓
	Paramètres démographiques	✓	✓	✓	✓

3.1 Diversité de plateformes et de capteurs

En ce qui a trait aux pièges photographiques, il existe une grande quantité de plateformes et de capteurs qui ont été développés dans les 30 dernières années. De plus, les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité de fabriquer leur propre plateforme ce qui augmente la disponibilité (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017). Ensuite, au niveau des aéronefs avec équipage, plusieurs modèles d'avions et d'hélicoptères existent et les chercheurs et gestionnaires ont le choix d'utiliser l'une ou l'autre des technologies selon la nécessité et la disponibilité (Wang *et al.*, 2019). Dans le cas de l'échantillonnage *in-situ*, plus d'aéronefs peuvent être employés puisqu'ils nécessitent moins d'adaptations que pour l'échantillonnage *ex-situ* qui demande parfois la présence d'un trou dans le plancher de l'appareil pour installer les caméras (Connelly *et al.*, 2014). Au niveau des capteurs, la diversité est élevée puisque les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité d'effectuer des observations directes ou bien d'utiliser la caméra de leur choix, notamment selon les besoins de l'étude et la disponibilité du matériel. À noter cependant que dans la plupart des cas, l'échantillonnage à bord d'aéronefs avec équipage s'effectue *in-situ*. En outre, il existe plusieurs modèles

de satellites et des dizaines sont en orbites autour de la Terre et permettent aux scientifiques d'étudier la surface terrestre à partir de l'espace. Dans le cas des satellites utilisés afin de détecter et faire le suivi des populations animales, sept modèles, dont les satellites WorldView et IKONOS, sont communément utilisés par les chercheurs et gestionnaires afin d'obtenir des informations sur les espèces étudiées, notamment selon les résolutions souhaitées (ex. spatiale, temporelle et spectrale) (Wang *et al.*, 2019). À noter cependant qu'en raison de la résolution spatiale nécessaire afin de détecter et faire le suivi des populations animales, il y a relativement peu de choix de plateformes en comparaison aux trois autres technologies de télédétection. Finalement, pour ce qui est des drones, bien qu'il s'agisse d'une technologie relativement récente sur le marché, de nombreux modèles et capteurs ont été développés, tant au niveau des drones à ailes fixes, que des drones à ailes tournantes. Comme pour les pièges photographiques, il est aussi possible de fabriquer des drones, ainsi que de personnaliser les appareils selon les besoins de l'étude, par exemple, en changeant la caméra (Mangewa *et al.*, 2019). Avec les avancées technologiques, de plus en plus de modèles seront développés pour les quatre technologies ce qui va permettre d'obtenir des plateformes et des capteurs encore plus performants, notamment au niveau des caractéristiques présentées dans les prochaines sections du chapitre.

3.2 Format des données captées et domaines spectraux étudiés

Au niveau des données captées et des domaines spectraux étudiés, la grande différence se retrouve au niveau des satellites. En effet, ceux-ci permettent seulement de capter des images dans le spectre du visible à une résolution spatiale suffisante, alors que dans le cas des trois autres technologies, il est possible de capter plus d'information grâce aux capteurs utilisés. À ce sujet, dans le cas des pièges photographiques, des aéronefs avec équipage et des drones, les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité d'utiliser des capteurs qui permettent la capture d'images et de vidéos dans le spectre du visible (RGB), dans le spectre de l'infrarouge thermique ou encore une combinaison des deux (Williams *et al.*, 2014 ; Mangewa *et al.*, 2019). De plus, si le milieu est relativement ouvert ou qu'il fait jour lors de l'échantillonnage, les chercheurs et gestionnaires emploient l'imagerie RGB puisqu'elle est suffisante pour détecter la plupart des animaux non cryptiques. Lorsque le milieu est plus fermé ou qu'il présente une faible luminosité, l'imagerie infrarouge thermique est employée afin de détecter les animaux grâce à la différence thermique entre ceux-ci et l'environnement dans lequel ils se retrouvent. Avec les avancées technologiques et le développement de capteurs satellitaires plus performants, les chercheurs et

gestionnaires auront peut-être accès à des images infrarouges possédant une meilleure résolution spatiale que celle obtenue de nos jours. Ceci pourrait avoir comme impact une diversification des applications possibles des satellites pour la détection et le suivi des populations animales.

3.3 Résolution spatiale

En termes de résolution spatiale, les technologies de télédétection ont la possibilité d'offrir une résolution maximale par pixel de quelques millimètres à quelques centimètres. Pour ce qui est des pièges photographiques et des drones, leur proximité avec les animaux fait en sorte qu'une telle résolution peut être obtenue de façon relativement facile. En effet, pour les pièges photographiques, la résolution spatiale de quelques millimètres par pixels est principalement due au fait que les pièges sont placés dans le milieu de telle sorte que les animaux passent très proche de ceux-ci. Pour ce qui est des drones, une résolution allant jusqu'à deux millimètres est possible grâce à la possibilité de voler à basse altitude sans être dangereux pour le pilote et/ou les observateurs et sans avoir un impact important sur le comportement de la plupart des animaux (Mangewa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2019). Ensuite, pour ce qui est des aéronefs avec équipage, lorsque les chercheurs et gestionnaires utilisent des caméras photos et/ou vidéos, ils sont en mesure de capter des images ayant une résolution spatiale de quelques centimètres par pixel (Johnston *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019). La différence avec les drones vient du fait que les pilotes d'aéronefs avec équipage doivent voler à une certaine altitude afin de rester dans les couloirs aériens et ne pas rendre l'emploi de la technologie plus dangereuse qu'elle ne l'est déjà. Finalement, pour ce qui est des satellites, il s'agit de la technologie de télédétection qui possède la moins bonne résolution spatiale puisque la résolution spatiale maximale pour les images multispectrales est seulement de 1.24 mètre par pixel, alors que la résolution spatiale maximale pour les images panchromatiques est de 0.31 mètre par pixel comme dans le cas du satellite WorldView-3 (Wang *et al.*, 2019). Étant donné la résolution spatiale déjà suffisamment élevée pour les trois premières technologies afin de détecter et faire le suivi de la plupart des espèces étudiées grâce à ces technologies, les satellites sont les seuls appareils dont les avancées technologiques auront potentiellement un impact significatif sur la résolution des images obtenues. En effet, les avancées technologiques pourraient permettre d'étudier certaines populations animales qui, dans le passé, étaient non détectables à l'aide de l'imagerie satellite.

3.4 Résolution temporelle minimale

Pour ce qui est de la résolution temporelle, il existe une différence relativement significative entre les quatre types de technologie de télédétection. Au niveau des pièges photographiques, la résolution temporelle est de quelques secondes, soit le temps qu'il faut pour que la caméra puisse reprendre une photo à la suite d'une capture d'image ou de vidéo. La seconde technologie ayant une résolution temporelle relativement basse est le drone qui permet d'obtenir des séances d'échantillonnage séparées de quelques minutes. À ce sujet, ce qui affecte l'utilisation des drones et la résolution temporelle de cette technologie est la source d'alimentation puisque certains drones sont alimentés par batterie ce qui ne permet pas de faire des vols très longs. Les chercheurs et gestionnaires doivent donc souvent changer les batteries. Ensuite, les aéronefs avec équipage possèdent une résolution temporelle de quelques heures puisque les appareils possèdent un temps de vol spécifique ce qui fait en sorte que les séances d'échantillonnage sont espacées minimalement de quelques heures, soit la durée qu'il faut pour notamment revenir à l'aéroport et remplir l'appareil d'essence. Finalement, au niveau des satellites, il s'agit de la technologie de télédétection possédant la résolution temporelle minimale la plus longue puisque les satellites doivent parcourir une grande distance en orbite autour de la Terre avant de revenir au-dessus de la zone d'étude. C'est pourquoi les satellites possèdent une résolution temporelle minimale de quelques heures, bien qu'il faille parfois compter près d'une journée ou plus afin que la plateforme couvre à nouveau la même zone (Kuenzer *et al.*, 2014 ; Williamson *et al.*, 2014). Avec les avancées technologiques, la seule technologie qui risque d'être affectée au niveau de la résolution temporelle minimale est le drone puisque les batteries pourraient devenir de plus en plus performantes et permettent donc un temps de vol de plus en plus long. Il s'agit d'ailleurs d'une des limitations importantes des drones plus accessibles et bon marché (Christie *et al.*, 2016).

3.5 Surface couverte par image

La surface couverte par image est un aspect important des technologies de télédétection puisqu'il s'agit de la superficie dans laquelle les populations animales pourront être détectées et suivies à partir des images ou vidéos captées. Dans le cas des pièges photographiques, il s'agit de la technique ayant le moins de surface couverte par image. En effet, la surface se mesure en mètres carrés puisque les pièges

possèdent une zone de détection généralement entre 30 et 300 mètres carrés selon le modèle employé, les conditions dans le milieu, ainsi que les caractéristiques de l'espèce étudiée (WWF, 2017). Au niveau des aéronefs avec équipage, la surface couverte par image ou le champ de vision peut varier selon l'altitude de vol, l'aéronef utilisé et l'appareil de capture d'image. La surface couverte peut donc être de quelques dizaines de mètres carrés et peut aller à plusieurs centaines de mètres carrés (Connelly *et al.*, 2014 ; de Oliveira Alves *et al.*, 2013a). Ensuite, la technologie possédant une couverture superficielle la plus élevée pour chaque image est le satellite en raison notamment de la distance de ces appareils par rapport à la Terre. Toutefois, les images captées par les satellites sont vendues au kilomètre carré ce qui est donc la surface couverte minimale par image. Finalement, pour ce qui est des drones, la surface couverte est relativement similaire à celle observée pour les aéronefs avec équipage puisqu'elle se calcule en dizaines de mètres carrés. Cependant, il est important de noter qu'en raison, notamment, de l'altitude de vol, les drones possèdent généralement une couverture par image moins élevée que pour les aéronefs avec équipage.

3.6 Coûts approximatifs

Les coûts varient grandement selon l'étude et les objectifs de recherche des chercheurs et gestionnaires, et ce, pour les quatre technologies de télédétection. En effet, pour ce qui est des pièges photographiques, le prix est souvent lié à l'achat d'un appareil et se situe approximativement entre US \$100 et \$600. Selon l'étude, il se peut que les chercheurs aient besoin de moins d'une dizaine de pièges si l'étude consiste à étudier une petite zone, mais lorsque la taille de la zone d'étude est de plusieurs centaines de kilomètres carrés, un nombre plus élevé de pièges peut être nécessaire. Cependant, en règle générale, le coût d'une étude peut être de quelques centaines de dollars à quelques milliers selon l'étendue de la zone et la durée de l'étude (Culter & Swann, 1999 ; WWF, 2017). Dans le cas des aéronefs avec équipage, le prix est surtout associé à la location de l'appareil, le salaire du pilote, ainsi que le prix de l'essence. À noter aussi que le coût de la caméra peut être pris en compte lors du calcul des coûts de l'échantillonnage *ex-situ* si les chercheurs et gestionnaires n'en possèdent pas déjà une. Pour les aéronefs avec équipage, le prix peut donc être relativement élevé et être de plusieurs centaines de dollars à quelques milliers de dollars américains par heure de location selon les objectifs de l'étude (Christie *et al.*, 2016). Ensuite, pour ce qui est des satellites, le coût varie beaucoup selon l'année de capture des images, la quantité d'images et la résolution nécessaire pour répondre aux objectifs, ainsi que la taille de la zone d'étude (Wang *et al.*, 2019).

Le coût pour une image à très haute résolution est généralement entre US \$10 et \$60 par kilomètre carré (LandInfo, 2018). À noter que les chercheurs avec de plus petits budgets pourraient ne pas être en mesure d'étudier de larges étendues à l'aide des images satellites dû aux coûts liés à l'utilisation de cette technologie. Cependant, de plus en plus d'images peuvent être acquises gratuitement (Wang *et al.*, 2019). Finalement, pour ce qui est des drones, les coûts associés à cette technologie de télédétection sont approximativement entre US \$300 et \$100 000 et ne comportent que l'achat initial de l'appareil. D'ailleurs, les chercheurs ont maintenant accès à des drones peu dispendieux qui produisent des images de très bonne qualité (Anderson & Gaston, 2013). Une fois le drone acheté, les chercheurs et gestionnaires peuvent l'utiliser autant de fois qu'ils en auront besoin et pour de multiples études par la suite. Cette technologie peut donc être très avantageuse pour les laboratoires n'ayant pas énormément d'argent, mais qui veulent utiliser la technologie de télédétection à long terme (Schofield *et al.*, 2019). À noter cependant que l'approbation des autorités afin de pouvoir utiliser cette technologie de façon réglementaire peut être longue et être payante ce qui peut poser problème selon les délais et le budget de l'étude. Avec les avancées technologiques, les coûts reliés à l'utilisation des quatre technologies de télédétection pourraient diminuer permettant un accès à des appareils de meilleure qualité par les chercheurs et gestionnaires. Il est important ici de mentionner que les coûts décrits dans les tableaux n'incluent pas les coûts reliés au traitement des données par personne bien qu'ils peuvent représenter une partie importante du budget. À ce sujet, les coûts sont difficiles à estimer puisque le traitement de données peut être différent pour chaque étude. Un comptage manuel d'individus peut demander beaucoup de temps, mais ne requiert pas de personnel très qualifié, alors qu'un traitement d'images automatique peut demander du personnel hautement qualifié et beaucoup de temps dans la phase de développement, et moins ensuite.

3.7 Acquisition de données

Dans le cas des quatre technologies, la méthodologie est relativement la même au niveau de la détection et l'analyse des images captées, mais est quelque peu différente au niveau de l'acquisition des données. À ce sujet, lors de l'échantillonnage à l'aide de pièges photographiques, les chercheurs et gestionnaires doivent tout d'abord définir où seront positionnés les pièges dans le milieu d'étude. Ces pièges peuvent être placés à des points d'échantillonnage, le long de transects, selon une grille de piégeage, de façon aléatoire ou encore le long de routes ou chemin susceptibles d'être parcourus par les animaux à l'étude.

Une fois les pièges en place, les personnes devront aller recueillir les données se trouvant dans les cartes mémoires de pièges ou encore les capter à distance. Dans le cas de l'échantillonnage à l'aide d'aéronefs avec équipage, l'équipe doit se rendre à l'aéroport afin de rejoindre le pilote et son appareil. Une fois dans les airs, ils auront le choix d'effectuer l'échantillonnage *in-situ* durant lequel les observateurs noteront et enregistreront toutes les détections d'animaux ou l'échantillonnage *ex-situ* durant lequel les observateurs prennent des photos et/ou des vidéos puis les analyseront une fois revenus sur la terre ferme comme dans le cas des drones. Lors de chaque vol, tant pour les aéronefs avec équipage que les drones, les chercheurs et gestionnaires ont la possibilité de suivre des transects, de voler vers des zones spécifiques préalablement définies, par exemple, si la localisation d'un animal est déjà connue. Finalement, pour ce qui est des satellites, les images doivent être acquises à l'aide de plateformes Web telles que USGS Earth Explorer ou Google Earth Engine (GEE) qui archivent plus de 40 ans d'images satellites bien que leur utilisation ne soit pas fréquente pour la détection et le suivi des populations animales puisqu'elle requiert des connaissances en Javascript ou en Python (Google, s.d. ; USGS, s.d. ; Williamson *et al.*, 2019). À noter que les chercheurs et gestionnaires ont accès à deux types d'images satellitaires soient les images archivées qui ont déjà été captées par la plateforme et les images sur commande qui seront captées sur une zone ciblée à la période voulue.

Finalement, pour ce qui est de la détection et l'analyse des images et vidéos captées à l'aide des quatre technologies, elle peut être réalisée de façon manuelle, semi-automatique ou automatique (Ventura *et al.*, 2016 ; Hollings *et al.*, 2018). En effet, dans le cas de la détection et l'analyse des images manuelles, des observateurs scrutent chaque image afin d'y déceler les animaux qui s'y retrouvent. Afin de s'assurer d'avoir un décompte juste et précis, plusieurs observateurs analysent parfois les mêmes images afin d'évaluer la probabilité de détection des observateurs et la prendre en compte lors des estimations de paramètres populationnels (Brack *et al.*, 2018). Ensuite, lorsque le nombre d'images captées est trop élevé, un chercheur ou gestionnaire peut décider d'employer une méthode semi-automatique ou automatique qui traite les images sur la base des pixels ou des objets selon l'algorithme utilisé (Laliberte & Ripple, 2003 ; Ventura *et al.*, 2016 ; Holling *et al.*, 2018). À noter que dans le cas de la méthode semi-automatique, l'observateur doit identifier les animaux dont la position est déjà connue afin d'aider l'algorithme à identifier les animaux restant (Holling *et al.*, 2018). Cependant, il est important de noter que cette méthode ne donne pas d'aussi bons résultats que la méthode manuelle ou automatique puisqu'il n'est pas rare que l'algorithme fasse de fausses détections (LaRue *et al.*, 2015 ; Holling *et al.*,

2018). Avec les avancées technologiques, les analyses semi-automatiques et automatiques vont devenir de plus en plus performantes avec le développement de nouveaux algorithmes ce qui devrait permettre aux chercheurs et gestionnaires d'analyser plus rapidement les images captées et d'obtenir des résultats plus proches de la réalité.

3.8 Type de milieux

Les types de milieux pouvant être étudiés à l'aide des quatre technologies sont relativement semblables, bien qu'il existe quelques différences significatives entre les technologies. Tout d'abord, les pièges photographiques permettent de capter des images dans la plupart des milieux accessibles par les chercheurs et gestionnaires. En effet, il est possible de détecter et faire le suivi des espèces animales dans les milieux terrestres ouverts et fermés, ainsi que dans les milieux aquatiques, tant à la surface que dans les profondeurs. Il s'agit donc d'une technologie très versatile en ce qui a trait aux types de milieux échantillonnables. Ensuite, pour ce qui est des aéronefs avec équipage et des drones, les mêmes types de milieux peuvent être échantillonnés grâce à la grande diversité de capteurs. Les deux technologies permettent donc l'obtention de données dans les milieux terrestres ouverts et fermés, ainsi qu'à la surface et à de faibles profondeurs dans les habitats aquatiques. À noter cependant que les milieux fermés peuvent être relativement difficiles à échantillonner puisque la densité de la canopée peut bloquer le signal. Finalement, le satellite est la technologie qui possède le plus de limitations quant au type de milieu pouvant être étudié en raison de sa distance par rapport à la surface terrestre, ainsi que la résolution spatiale maximale des capteurs. C'est pour cette raison que les satellites permettent d'étudier les espèces dans les milieux terrestres ouverts, ainsi que dans les milieux aquatiques en surface ou à de faibles profondeurs.

3.9 Taxons et taille des animaux étudiés

Pour ce qui est des taxons étudiés, les caractéristiques de chaque technologie de télédétection font en sorte que certaines espèces peuvent être étudiées alors que d'autres non. En effet, les pièges photographiques permettent d'étudier une grande quantité d'espèces dans les habitats terrestres comme certains insectes, des reptiles, d'oiseaux et des mammifères. Au niveau des habitats aquatiques, des

adaptations ont été réalisées afin d'étudier certaines espèces de poissons et de mammifères marins, mais la technologie n'est pas encore totalement adaptée à cet effet. De plus, les pièges photographiques sont souvent utilisés afin d'étudier des taxons difficiles à observer dans leur milieu naturel notamment des espèces qui peuvent craindre la présence humaine, être nocturnes, se retrouver à très basse densité dans le milieu ou se déplacer sur de grandes distances (Karanth & Nichols, 1998 ; De Bondi *et al.*, 2010 ; Jacobs & Ausband, 2018). À noter que pour les pièges photographiques, les animaux étudiés peuvent mesurer de quelques millimètres à plus de 60 centimètres. Au niveau des aéronefs avec équipage, ils permettent de faire la détection et le suivi de nombreux animaux terrestres et aquatiques. En effet, ils permettent d'étudier des espèces de toutes tailles dont certaines mesurent moins de 60 centimètres telles que certains poissons, des oiseaux, des reptiles et des mammifères. De plus, la possibilité d'apporter différents capteurs à bord lors de l'échantillonnage permet de détecter des espèces difficiles à observer et à identifier. À ce sujet, il est possible d'employer des capteurs thermiques qui permettent de détecter certains animaux grâce, notamment, à la différence de température entre le corps des animaux à sang chaud et l'environnement (Wang *et al.*, 2019). À noter que pour les aéronefs avec équipage, les animaux étudiés peuvent mesurer quelques centimètres à plus de 60 centimètres. Ensuite, les satellites ne permettent pas présentement d'étudier une grande gamme d'animaux. En effet, en raison de plusieurs caractéristiques telles que la faible résolution spatiale, les satellites ne permettent pas la détection et l'identification des animaux mesurant moins de 60 centimètres. Les satellites sont donc principalement utilisés afin d'étudier les mammifères terrestres et aquatiques possédant une taille corporelle de plus de 60 centimètres, ainsi que certaines espèces d'oiseaux et de poissons. Finalement, le drone permet d'étudier une grande gamme d'espèces animales. En effet, les drones permettent l'étude d'animaux aussi petits que des insectes et peuvent aussi permettre la détection et l'étude d'animaux plus gros tels que des reptiles, des oiseaux, des poissons, ainsi que des mammifères qui peuvent mesurer plus de 60 centimètres. À noter que l'utilisation de cette technologie de télédétection est encore très récente ce qui fait que de nombreuses études doivent encore être réalisées afin d'évaluer l'impact réel de celle-ci sur différents taxons.

3.10 Variables écologiques étudiées

Au niveau des variables écologiques pouvant être étudiées à l'aide des quatre technologies, les pièges photographiques, les aéronefs avec équipage et les drones permettent d'étudier la présence d'espèce,

les comportements et relations intraspécifiques ou interspécifiques, ainsi que plusieurs paramètres démographiques tels que l'abondance et la densité. La seule technologie qui ne permet pas d'étudier le comportement animal est le satellite qui peut seulement capter des images selon une résolution temporelle minimale relativement élevée ce qui fait que les chercheurs et gestionnaires n'ont pas la possibilité d'observer le comportement et les relations des animaux dans leur milieu.

Chapitre 4 : Proposition d'une grille d'aide à la décision

Ce chapitre présente une grille d'aide à la décision¹ développée afin de permettre aux décideurs en matière de gestion durable et en conservation de la faune de définir plus facilement quelle technique de télédétection est la mieux adaptée pour leurs besoins. Ce tableau est suivi d'une explication afin de mieux comprendre l'importance de chaque critère et la façon d'utiliser le tableau. Pour donner suite à ces sections, trois exemples fictifs de recherches seront présentés afin d'illustrer l'utilisation de la grille.

4.1 Grille d'aide à la décision

La grille d'aide à la décision présentée au Tableau 4.10 a été réalisée à l'aide d'une analyse préliminaire de chaque caractéristique définissant les quatre technologies de télédétection présentée dans le présent document. Les trois précédents chapitres ont permis de cibler les catégories ayant le potentiel d'intéresser les chercheurs et gestionnaires lors du choix de la technologie de télédétection la mieux adaptée afin de répondre aux objectifs de leurs recherches. Afin d'utiliser la grille d'aide à la décision, les décideurs devront définir un seul choix par catégorie et y inscrire le chiffre 1. Les technologies de télédétection qui portent cette caractéristique dans chaque catégorie seront alors indiquées par une pastille verte. Une fois que les décideurs auront indiqué leur choix dans chaque catégorie, le total de point par technologie sera inscrit au bas du tableau. Ceci permettra alors aux gestionnaires ou chercheurs de définir la meilleure technologie qui permettra l'atteinte des objectifs de leurs recherches. À noter que le pointage final n'est qu'un indicateur et que le choix devra être fait en révisant chaque critère un par un, notamment dans le cas où il y aurait des critères éliminatoires. Le plus haut pointage n'est donc pas nécessairement celui qui sera retenu.

La première catégorie dans la grille d'aide à la décision est la diversité des plateformes. Cette catégorie peut être importante pour certains chercheurs ou gestionnaires qui seraient, par exemple, intéressés à identifier, à l'intérieur d'un même type de technologie de télédétection, l'appareil qui leur permettra de

¹ Accès à la grille d'aide à la décision : bit.ly/3eEDNUh

répondre le mieux possible aux objectifs de leurs recherches ou encore qui aura le moins d'impact sur les animaux étudiés. Si tel est le cas, il aura la possibilité de choisir une grande ou une basse diversité de plateformes. Par exemple, si le choix s'arrête sur une grande diversité de plateformes, le résultat s'arrêtera sur les pièges photographiques et les drones. Cependant, si la diversité de plateformes n'est pas importante, le décideur pourra choisir une diversité basse ce qui lui donnera ensuite le choix des quatre technologies de télédétection.

La deuxième catégorie présentée dans la grille d'aide à la décision est la diversité de capteurs. Cette catégorie peut être importante pour les projets ayant plusieurs objectifs de recherches qui nécessitent des capteurs différents comme, par exemple, si des vidéos et des images sont nécessaires ou encore si une partie de l'étude se fait la nuit et une autre se fait le jour. Un autre exemple serait dans le cas où des chercheurs ou gestionnaires aimeraient construire eux-mêmes leur appareil de télédétection et voudraient avoir la possibilité de choisir un capteur avec des caractéristiques bien précises ce qui est notamment difficile avec les satellites puisqu'il existe une très basse diversité de capteurs pour cette technologie.

La troisième catégorie est le format des données. Cette catégorie peut être très importante puisque chaque technologie de télédétection ne permet pas d'obtenir tous les formats de données et selon les objectifs de l'étude, chaque technologie n'est pas adaptée. Par exemple, un chercheur ou gestionnaire qui tente d'étudier le comportement d'un animal pourrait vouloir filmer ce dernier, alors qu'un autre pourrait simplement vouloir faire un décompte visuel ou prendre des photos afin d'étudier les paramètres démographiques d'une espèce. Les décideurs en matière de gestion durable et en conservation de la faune doivent donc décider préalablement quel format de données est le mieux adapté. À noter ici que le temps et l'expertise nécessaire pour capter les données et les analyser doivent aussi être pris en compte puisqu'ils ne sont pas les mêmes pour chaque format de données.

La quatrième catégorie est le budget qui peut être un aspect limitant lors du choix de la technologie de télédétection, puisque certaines coûtent aussi peu qu'une centaine de dollars américains, alors que d'autres, plusieurs milliers de dollars. En effet, un décideur ayant un petit budget et ne voulant pas utiliser plus de US \$100 pour obtenir des images à l'aide de technologies de télédétection ne pourra pas utiliser

autre chose que les images satellites qui sont facturées au kilomètre carré et dont le prix varie en fonction, notamment de l'année de la prise de vue. Au contraire, un décideur n'ayant pas de limite quant à la somme pouvant être utilisée afin d'étudier les espèces à l'aide d'une technologie de télédétection aura le choix parmi les quatre technologies.

La cinquième catégorie est la résolution spatiale minimale qui peut avoir un impact significatif puisque pour étudier certaines espèces telles que des insectes, les chercheurs et gestionnaires devront se tourner vers des technologies possédant une résolution spatiale minimale de l'ordre des millimètres, alors que pour l'étude de grands mammifères, ils posséderont un choix plus varié quant à la technologie de télédétection qui sera employée.

La sixième catégorie est la résolution temporelle minimale. Cette catégorie est importante lorsque gestionnaires et chercheurs en conservation prévoient une étude temporelle à court ou à long terme, notamment, le mouvement des animaux dans un milieu. Dans le cas contraire, cette catégorie n'est pas un facteur limitant.

La septième catégorie concernant la variable écologique étudiée permet aux décideurs de cibler la technologie de télédétection qui leur permettra d'obtenir spécifiquement une ou plusieurs variables écologiques selon les objectifs de leur recherche. Par exemple, un chercheur voulant étudier seulement le comportement et les relations intraspécifiques ou interspécifiques pourra employer les pièges photographiques, les aéronefs avec équipage, ainsi que les drones. L'utilisation de satellites ne permettant pas d'étudier ces variables.

Au niveau de la huitième catégorie, l'habitat dans lequel les espèces seront étudiées doit être pris en compte lors du choix de la technologie de télédétection puisque chacune d'entre elles ne permet pas l'étude d'animaux dans tous les habitats. Par exemple, si un décideur tente d'étudier une espèce qui se retrouve dans un habitat aquatique, il devrait se référer à la ligne du bas dans la catégorie habitat qui est un choix entre habitat aquatique à la surface ou proche de la surface ou aquatique dans la colonne d'eau. Si l'espèce cible se retrouve dans la colonne d'eau, le chercheur ou gestionnaire aura comme option

unique les pièges photographiques, puisque les autres technologies de télédétection ne sont pas adaptées à ce type de milieu.

Pour la neuvième catégorie qui est le domaine spectral, si le spectre du visible n'est pas suffisant afin de détecter et faire le suivi de l'espèce étudiée, les décideurs ont aussi la possibilité d'employer des capteurs qui détectent le spectre de l'infrarouge thermique, à l'exception des capteurs retrouvés dans les satellites qui ne détectent que le domaine du visible à de hautes résolutions spatiales. Le domaine de la thermique est surtout pratique lorsque les animaux se retrouvent dans des milieux relativement fermés ou dans le cas d'espèces qui présentent peu de contrastes avec leur environnement.

La dixième catégorie est le taxon qui est séparé en six choix dans la grille d'aide à la décision. Selon l'espèce étudiée, l'utilisation de toutes les technologies n'est pas possible ce qui amène à la prochaine catégorie qui est la taille des animaux étudiés. En effet, cette catégorie peut être extrêmement importante puisque chaque technologie ne permet pas d'obtenir des images avec une résolution spatiale minimale assez grande pour détecter toutes les espèces. À ce sujet, une résolution spatiale minimale d'un mètre ne permet pas d'étudier des animaux qui mesurent quelques centimètres. Il faut donc bien choisir la taille des animaux qui seront étudiés puisqu'ils permettront d'identifier convenablement la technologie de télédétection qui permettra de détecter et d'identifier les espèces étudiées.

La dernière catégorie est la surface couverte par une image qui peut aller de quelques mètres carrés à plus d'un kilomètre carré. Il peut s'agir d'une catégorie importante pour certains décideurs puisqu'il s'agit d'un élément clé dans la détection d'individus dans un milieu. Dans le cas d'espèces dont les chercheurs et gestionnaires connaissent les trajectoires et savent qu'il existe une bonne chance que les individus passent devant le capteur, une surface couverte plus petite peut être suffisante. À l'inverse, dans le cas d'animaux qui possèdent de grands territoires, les décideurs peuvent vouloir employer une technologie de télédétection qui permet d'étudier une grande surface sur chaque image permettant parfois de détecter et suivre les animaux plus facilement que dans le cas d'une petite surface couverte par image. Dans le même ordre d'idée, si le milieu est fermé et que la visibilité est faible, une technologie ayant une surface couverte plus petite peut être suffisante, voir même parfois essentielle pour détecter les animaux.

Tableau 4.10 : Grille d'aide à la décision

Catégorie	Choix en fonction de la catégorie						Pièges photoaériques	Aéronefs avec équipage	Satellites	Drones
Diversité de plateformes	Grande		Basse				●	●	●	●
Diversité de capteurs	Grande		Basse				●	●	●	●
Format des données	Images		Vidéos		Données visuelles		●	●	●	●
Budget (\$ US)	Moins de 100\$		Entre 100\$ et 1000\$		Plus de 1000\$		●	●	●	●
Résolution spatiale minimale	Millimètre		Centimètre		Mètre		●	●	●	●
Résolution temporelle minimale	Seconde		Minute		Heure		●	●	●	●
Variable écologie étudiée	Présence/absence		Comportement / relations inter ou intraspécifiques		Paramètres démographiques		●	●	●	●
Habitat	Terrestre ouvert		Terrestre partiellement ouvert				●	●	●	●
	Aquatique à la surface ou proche de la surface		Aquatique dans la colonne d'eau				●	●	●	●
Domaine spectral	Visible		Infrarouge thermique				●	●	●	●
Taxon	Mammifères		Reptiles		Oiseaux		●	●	●	●
	Insectes		Crustacés		Poissons					
Taille des animaux	Millimètres à quelques centimètres		Quelques centimètres à moins de 60 centimètres		Plus de 60 centimètres		●	●	●	●
Surface couverte par image (ordre de grandeur)	m ²		Entre 10 m ² et 100 m ²		km ²		●	●	●	●
TOTAL							0	0	0	0

4.2 Exemples d'utilisation de la grille d'aide à la décision

Exemple 1 : Évaluation des paramètres populationnels d'une population de baleines naines de Minke (Balaenoptera acutorostrata)

Un gestionnaire travaillant dans un laboratoire d'université en Équateur aimerait étudier les populations de baleines naines de Minke le long de la côte Pacifique puisqu'il existe peu de connaissances quant aux paramètres populationnels de l'espèce. Ayant récemment obtenu une subvention du gouvernement de 15000\$ afin d'aider le laboratoire à atteindre ces objectifs, le gestionnaire se tourne vers la grille d'aide à la décision. Elle lui permettra alors d'éclairer son choix de technologie de télédétection qui sera la mieux adaptée à son projet. Tout d'abord, la diversité de plateformes et de capteurs n'est pas d'une grande importance pour le projet, tant qu'il est possible d'étudier l'espèce avec une plateforme x et un capteur y existant. Ensuite, afin d'estimer les paramètres populationnels, le gestionnaire décide qu'une capture d'images sera suffisante puisqu'il sera alors capable de faire un décompte des individus observés, pour un lieu donné. Cependant, puisqu'il doit payer l'étudiant qui travaille sur le projet et qui l'aidera à l'identification des animaux sur les images, il décide qu'un budget de 6000\$ pour l'acquisition des données est suffisant. Par la suite, voulant être en mesure de bien identifier les individus et de les différencier, le gestionnaire décide de choisir une résolution spatiale minimale de l'ordre des centimètres ce qui exclut donc les satellites pour cette catégorie puisqu'ils ne permettent qu'une résolution spatiale minimale de l'ordre des mètres. En outre, pour la résolution temporelle minimale, le gestionnaire aimerait échantillonner la zone au cours de 4 périodes d'échantillonnages le long de la côte étendues sur 2 ans afin d'être en mesure d'observer tout changement au niveau de la population. Durant ces sessions d'échantillonnage, il aimerait capter plusieurs images le long de la côte afin de détecter les animaux, mais une période de 6 mois séparera les échantillonnages. Une résolution temporelle se mesurant en heure est donc suffisante et les quatre technologies le permettent. Au niveau de la variable écologique étudiée, il s'agit des paramètres populationnels tel que mentionné dans le titre de l'exemple. Aussi, comme il s'agit de mammifères, les baleines doivent venir respirer à la surface ce qui permet de les observer à intervalle relativement régulier à la surface. L'habitat est donc défini comme un milieu aquatique à la surface ou proche de la surface et c'est pour cette raison que le domaine spectral de choix est le spectre du visible étant donné qu'il est relativement simple de détecter les baleines dans l'océan contre la couleur bleue de l'eau. Au niveau du taxon et de la taille des individus, il s'agit d'un mammifère dont la taille dépasse les

Tableau 4.11 : Évaluation des paramètres populationnels d'une population de baleines naines de Minke (*Balaenoptera acutorostrata*)

Catégorie	Choix en fonction de la catégorie						Pièges photographiques	Aéronefs avec équipage	Satellites	Drones
Diversité de plateformes	Grande		Basse	1			●	●	●	●
Diversité de capteurs	Grande		Basse	1			●	●	●	●
Format des données	Images	1	Vidéos		Données visuelles		●	●	●	●
Budget (\$ US)	Moins de 100\$	1	Entre 100\$ et 1000\$		Plus de 1000\$	1	●	●	●	●
Résolution spatiale minimale	Millimètre		Centimètre	1	Mètre		●	●	●	●
Résolution temporelle minimale	Seconde		Minute		Heure	1	●	●	●	●
Variable écologie étudiée	Présence/absence		Comportement / relations inter ou intraspécifiques		Paramètres démographiques	1	●	●	●	●
Habitat	Terrestre ouvert		Terrestre partiellement ouvert				●	●	●	●
	Aquatique à la surface ou proche de la surface	1	Aquatique dans la colonne d'eau				●	●	●	●
Domaine spectral	Visible	1	Infrarouge thermique				●	●	●	●
Taxon	Mammifères	1	Reptiles		Oiseaux		●	●	●	●
	Insectes		Crustacés		Poissons					
Taille des animaux	Millimètres à quelques centimètres		Quelques centimètres à moins de 60 centimètres		Plus de 60 centimètres	1	●	●	●	●
Surface couverte par image (ordre de grandeur)	m ²		Entre 10 m ² et 100 m ²		km ²	1	●	●	●	●
TOTAL							10	10	11	10

60 centimètres ce qui permet de facilement les détecter dans les images captées. Finalement, afin de minimiser le nombre d'images à analyser et étant donné que les animaux possèdent une taille relativement imposante, le gestionnaire décide de choisir une surface couverte par image se mesurant en kilomètres carrés puisque les individus peuvent parcourir de grandes distances et occuper des territoires très vastes. Il obtient alors un pointage final de 11 pour les satellites et de 10 pour les trois autres technologies (Tableau 4.11) et doit maintenant décider les catégories à prioriser. Effectivement, le gestionnaire devra décider entre deux critères éliminatoires. À ce sujet, si pour le gestionnaire la résolution spatiale minimale doit obligatoirement être de l'ordre des centimètres, il devra se rabattre sur trois technologies et exclure les satellites. Il aura alors un nombre important d'images qui auront une surface couverte moins importante. À l'inverse, avec une résolution spatiale minimale se mesurant en mètre, il sera plus difficile d'identifier les individus, mais aura une moins grande quantité d'images à analyser et chacune d'entre elles couvrira plus de territoire. Un choix final basé sur les résultats du Tableau 4.11 devra alors être fait par le gestionnaire qui devra réexaminer les deux critères éliminatoires afin d'évaluer le réalisme des objectifs de son étude et de la solution choisie en comparaison aux autres technologies de télédétection. Cet exemple illustre bien un exemple de scénario possiblement non réaliste si les deux critères éliminatoires sont importants pour le gestionnaire.

Exemple 2 : Évaluation des interactions prédateurs-proies le long de la côte nord-est de l'Australie, proche de la Grande Barrière de Corail

Des chercheurs de l'Institut des sciences de la mer de l'Australie veulent en apprendre davantage sur la dynamique de proie-prédateur d'une espèce d'oiseaux sur les bancs de poissons retrouvés le long de la Grande Barrière de Corail. Afin d'y arriver, ils aimeraient étudier leur comportement à 10 kilomètres de la côte, dans un couloir de migration de certaines espèces de poissons. Ils se penchent donc vers l'outil d'aide à la décision qui leur permettra d'évaluer quelle technologie serait la mieux adaptée afin de parvenir à répondre aux objectifs de leur recherche. Tout d'abord, afin d'y arriver, les chercheurs ont décidé que la diversité des plateformes et de capteurs est importante pour eux, puisqu'ils veulent être en mesure d'utiliser une technologie et de l'adapter selon leurs besoins sans contraintes à ce niveau. Ensuite, voulant étudier les relations entre les espèces, les chercheurs aimeraient être en mesure de capter des

vidéos ce qui est uniquement possible avec les pièges photographiques, les aéronefs avec équipage, ainsi que les drones. De plus, les chercheurs ont un grand budget puisqu'il s'agit d'une étude accompagnant un projet d'une plus grande envergure. Ils ont donc accès à un budget de 10 000\$. Par la suite, voulant être en mesure d'observer les interactions, les chercheurs aimeraient avoir une résolution spatiale minimale de quelques millimètres puisqu'elle permettrait de peut-être observer des détails qui seraient impossibles d'observer avec des résolutions spatiales minimales plus élevées. Dans le même ordre d'idées, ils souhaitent avoir la possibilité d'obtenir des vidéos avec une résolution temporelle minimale de l'ordre des minutes dans le cas où ils auraient besoin d'échantillonner rapidement une zone puisqu'une interaction est sur le point d'avoir lieu entre les espèces ce qui est seulement possible avec les pièges photographiques et les drones. Au niveau de la variable écologique étudiée, comme dit plus tôt, il s'agit d'évaluer les interactions entre des espèces ce qui est seulement impossible avec les satellites. Pour l'habitat, il s'agit d'une interaction entre des oiseaux et des poissons ce qui fait que l'habitat étudié se caractérise par des milieux aquatiques à la surface ou proche de la surface puisque c'est à cet endroit que les espèces interagissent en règle générale ce qui amène au prochain pour soit le domaine spectral qui n'a besoin que d'être dans le spectre du visible. Au niveau du taxon et de la taille des animaux étudiés, il s'agit d'oiseaux qui mesurent un peu moins de 60 centimètres ce qui exclut encore une fois les satellites. Effectivement, les satellites ne possèdent pas une résolution spatiale minimale assez importante pour détecter et suivre des animaux plus petits que 60 centimètres. Finalement, pour ce qui est de la surface couverte par chaque image ou vidéo captée, afin d'observer le plus possible les poissons en frénésies, les décideurs comptent obtenir des vidéos couvrant entre 10 m² et 100m² ce qui est uniquement possible avec les aéronefs avec équipage et les drones. Au final, les drones semblent être l'outil de télédétection à préconiser tel que démontré dans le Tableau 4.12 puisque le pointage final pour cette technologie est le plus élevé à 12, suivie des pièges photographiques avec 11, des aéronefs avec équipage avec 9, ainsi que des satellites avec 4. Bien que le pointage obtenu pour les pièges photographiques soit très proche de celui des drones, la technologie serait difficilement utilisable puisque la surface couverte par image est très petite en règle générale et que la technologie ne peut être déployée rapidement dans le milieu. Les drones seraient donc la seule option viable dans le cas de cette étude. À noter qu'une étude aussi loin de la côte exige que le décollage et l'atterrissage se fassent à partir du bateau pour des questions d'autonomie des batteries et des lois entourant l'utilisation de la technologie. À ce sujet, avant d'employer la technologie, les chercheurs devront s'informer quant aux lois entourant l'utilisation des drones en Australie. En effet, ils devront notamment enregistrer l'appareil et obtenir une accréditation de pilote de drone (CASA, 2020a). À noter que l'enregistrement de l'appareil est payant et pour une durée d'un an,

Tableau 4.12 : Évaluation des interactions prédateur-proie le long de la côte nord-est de l'Australie, proche de la Grande barrière de Corail

Catégorie	Choix en fonction de la catégorie						Pièges photographiques	Aéronefs avec équipage	Satellites	Drones
Diversité de plateformes	Grande	1	Basse							
Diversité de capteurs	Grande	1	Basse							
Format des données	Images		Vidéos	1	Données visuelles					
Budget (\$ US)	Moins de 100\$		Entre 100\$ et 1000\$		Plus de 1000\$	1				
Résolution spatiale minimale	Millimètre	1	Centimètre		Mètre					
Résolution temporelle minimale	Seconde		Minute	1	Heure					
Variable écologie étudiée	Présence/absence		Comportement / relations inter ou intraspécifiques	1	Paramètres démographiques					
Habitat	Terrestre ouvert		Terrestre partiellement ouvert							
	Aquatique à la surface ou proche de la surface	1	Aquatique dans la colonne d'eau							
Domaine spectral	Visible	1	Infrarouge thermique							
Taxon	Mammifères		Reptiles		Oiseaux	1				
	Insectes		Crustacés		Poissons					
Taille des animaux	Millimètres à quelques centimètres		Quelques centimètres à moins de 60 centimètres	1	Plus de 60 centimètres					
Surface couverte par image voulu (ordre de grandeur)	m ²		Entre 10 m ² et 100 m ²	1	km ²					
TOTAL							11	9	4	12

alors que l'accréditation est gratuite et pour une durée de trois ans (CASA, 2020b, CASA, 2020c). De plus, les lois entourant l'utilisation de la technologie en Australie comprennent une interdiction de voler à plus de 120 mètres du sol et à moins de 30 mètres d'une personne, de voler hors de la vue du pilote, durant la nuit ou dans des conditions météorologiques difficiles (brouillard, fortes pluies et nuages), ainsi que de voler à moins de 5,5 kilomètres d'un aéroport si le drone pèse plus de 100 grammes (CASA, 2020a).

Exemple 3 : Évaluation du retour de la souris sylvestre (Peromyscus maniculatus) dans un territoire forestier brûlé en Colombie-Britannique

Suite à un important feu de forêt, le ministère des Forêts de Colombie-Britannique tente d'évaluer le retour d'un petit mammifère nocturne, la souris sylvestre, dans l'écosystème puisqu'il s'agit d'un apport important de nourriture pour plusieurs espèces y vivant. Afin d'y arriver, les chercheurs aimeraient étudier une parcelle de 10 km² et utiliser les technologies de télédétection afin d'observer ce petit mammifère plutôt difficile à détecter dans le milieu. Ils se penchent alors sur l'outil d'aide à la décision afin d'orienter leur décision. Tout d'abord, afin de répondre aux objectifs de leur recherche soit l'évaluation de la présence/absence de l'espèce, les chercheurs n'ont besoin que d'un type de plateforme et de capteur. En effet, pour y arriver, ils souhaitent capter des images du milieu ce qui est possible, peu importe la diversité de plateforme et de capteur puisqu'ils permettent tous l'acquisition de ce format de données. De plus, ayant un budget de 3000\$, le ministère peut se permettre d'utiliser la meilleure technologie qui lui permettra d'atteindre les objectifs de la recherche. Ensuite, afin de détecter la présence ou l'absence de l'espèce dans le milieu, l'équipe de recherche décide qu'une résolution spatiale minimale en centimètre serait nécessaire. Par le fait, les individus de l'espèce étudiée mesurent entre 9 et 10 centimètres et donc une telle résolution spatiale est suffisante pour répondre aux objectifs de la recherche. De plus, la technologie doit permettre une résolution temporelle minimale se mesurant en seconde afin de détecter le plus d'individus possible dans le milieu. À noter que dans un tel cas, uniquement les pièges photographiques permettent une telle résolution temporelle. Tel que mentionné plus tôt, l'objectif de la recherche est d'évaluer la présence ou l'absence de l'espèce dans la forêt ce qui en fait donc la variable écologique étudiée. Par la suite, puisque la forêt a brûlé il y a déjà quelques années, certaines parties du territoire se caractérisent comme des habitats terrestres ouverts, alors que d'autres qui ont été moins touchés par les feux sont des habitats terrestres partiellement ouverts. Aussi, puisqu'il s'agit d'une espèce

nocturne, les chercheurs décident d'étudier le domaine spectral de l'infrarouge thermique puisqu'ils auront alors la possibilité de détecter l'animal alors qu'il est le plus actif. À noter que le mammifère mesure moins de 60 centimètres et c'est pour cette raison que les chercheurs aimeraient obtenir des images couvrant une surface en m^2 permettant une meilleure détection de ce petit animal. Ils obtiennent alors un pointage total de 13 pour les pièges photographiques, de 11 pour les drones, de 9 pour les aéronefs avec équipage, ainsi que de 7 pour les satellites tel qu'il est possible de voir dans le Tableau 4.13. À noter que dans le cas des aéronefs avec équipage et des drones, deux caractéristiques étaient éliminatoires pour les technologies soit la résolution temporelle minimale et la surface couverte par image. Dans le cas de la résolution temporelle minimale, si les chercheurs avaient choisi une résolution de l'ordre des minutes, les drones auraient obtenu un pointage de 12, laissant les pièges photographiques comme premier choix de technologie. À l'inverse, si les chercheurs avaient décidé de changer la surface couverte par image pour $10 m^2$ à $100 m^2$, les pièges photographiques et les drones auraient obtenu un pointage équivalent et les chercheurs auraient ensuite dû choisir si la résolution temporelle minimale ou la surface couverte par image était plus importante afin de répondre aux objectifs de la recherche. Finalement, les pièges photographiques semblent donc être le choix idéal pour les chercheurs puisqu'il s'agit d'animaux très petits dont la détection est difficile, notamment puisqu'elle se fait de nuit.

Tableau 4.13 : Évaluation du retour de la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) dans un territoire forestier brûlé en Colombie Britannique

Catégorie	Choix en fonction de la catégorie						Pièges photographiques	Aéronefs avec équipage	Satellites	Drones
Diversité de plateformes	Grande		Basse	1			●	●	●	●
Diversité de capteurs	Grande		Basse	1			●	●	●	●
Format des données	Images	1	Vidéos		Données visuelles		●	●	●	●
Budget (\$ US)	Moins de 100\$		Entre 100\$ et 1000\$		Plus de 1000\$	1	●	●	●	●
Résolution spatiale minimale	Millimètre	1	Centimètre		Mètre		●	●	●	●
Résolution temporelle minimale	Seconde	1	Minute		Heure		●	●	●	●
Variable écologie étudiée	Présence/absence	1	Comportement / relations inter ou intraspécifiques		Paramètres démographiques		●	●	●	●
Habitat	Terrestre ouvert	1	Terrestre partiellement ouvert	1			●	●	●	●
	Aquatique à la surface ou proche de la surface		Aquatique dans la colonne d'eau				●	●	●	●
Domaine spectral	Visible		Infrarouge thermique	1			●	●	●	●
Taxon	Mammifères	1	Reptiles		Oiseaux		●	●	●	●
	Insectes		Crustacés		Poissons					
Taille des animaux	Millimètres à quelques centimètres	1	Quelques centimètres à moins de 60 centimètres		Plus de 60 centimètres		●	●	●	●
Surface couverte par image (ordre de grandeur)	m ²	1	Entre 10 m ² et 100 m ²		km ²		●	●	●	●
TOTAL							13	9	7	11

Conclusion

Grâce aux technologies de télédétection, les gestionnaires et chercheurs en conservation de la biodiversité ont la possibilité de détecter et faire le suivi des populations animales, et ce, dans des environnements qui seraient parfois difficiles à étudier. Que ce soient les pièges photographiques, les aéronefs avec équipage, les satellites ou les drones, chaque technologie possède certaines caractéristiques propres à chacune alors que d'autres caractéristiques sont partagées. Avec les avancées technologiques, le potentiel des technologies de télédétection ne cesse de devenir plus important et de nouvelles applications font surface.

L'objectif de cet essai était de proposer une grille d'aide à la décision aux gestionnaires et chercheurs en conservation de la biodiversité afin de faciliter leur choix quant à la technologie la mieux adaptée pour répondre aux objectifs de leurs recherches. Cet objectif principal a été atteint, ainsi que les objectifs spécifiques qui étaient d'identifier les caractéristiques principales de chaque technologie, en plus de faire ressortir les avantages et désavantages de chacune d'entre-elles, ainsi que les usages actuels et potentiels. Dans le cas des pièges photographiques, bien qu'il s'agisse d'une technologie utilisée à l'échelle mondiale et dont les protocoles d'utilisation ont déjà fait leurs preuves, de nouvelles applications sont développées grâce aux avancées technologiques. Ils sont notamment utilisés afin d'étudier des espèces difficiles à observer (nocturnes, farouches, etc.), mais aussi pour des animaux aussi petits que des insectes ou encore des espèces présentes dans les fonds marins. Pour ce qui est des aéronefs avec équipage, tout comme les pièges photographiques, il s'agit d'une technologie utilisée depuis un certain nombre d'années et les protocoles d'utilisation sont très connus. Cependant, bien qu'ils permettent d'étudier de nombreuses espèces, dans plusieurs habitats et sur de longues distances, ils sont reconnus pour être parfois bruyants ce qui peut avoir des conséquences négatives sur certaines espèces. En outre, pour ce qui est des satellites, leur utilisation pour la détection et le suivi des populations animales est relativement nouvelle puisqu'auparavant la résolution spatiale minimale ne permettait pas de détecter les animaux à partir de l'orbite terrestre. Il s'agit d'ailleurs ici d'une caractéristique encore très limitante et c'est pour cette raison que l'utilisation de satellites se fait uniquement pour de gros animaux de plus de 60 centimètres et dans des habitats présentant peu d'obstacles pour la détection des individus. Finalement, le drone est une technologie très récente pour la détection et le suivi des populations animales. D'ailleurs, de nombreuses

recherches tentent toujours d'évaluer l'utilisation de ces appareils, bien que les résultats semblent généralement positifs. Ils offrent la possibilité aux gestionnaires et chercheurs d'étudier une grande gamme d'espèces, dans la plupart des habitats et dans des environnements pouvant être difficiles d'accès. À noter cependant que de nombreux aspects éthiques ont été soulevés face à leur utilisation et ont forcé plusieurs pays à développer des lois afin de réguler leur emploi.

Bien qu'un outil d'aide à la décision fût développé dans cet essai, les technologies de télédétection sont en constante évolution. Il faut donc s'attendre à ce que l'étendue des applications de chacune d'entre elles se voit s'agrandir dans les années à venir. De nouvelles études feront alors surface comme dans le cas des drones afin, notamment, d'évaluer leurs impacts sur les espèces étudiées.

Références

- Abileah, R. (2001). Use of high-resolution space imagery to monitor the abundance, distribution, and migration patterns of marine mammal populations. In MTS/IEEE Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Conference Proceedings (IEEE Cat. No. 01CH37295) (Vol. 3, pp. 1381-1387). IEEE.
- Aero Expo (2020). Drone professionnel X8 Flying Wing. <https://www.aeroexpo.online/fr/prod/airelectronics/product-185532-28782.html> (Page consultée le 8 août 2020).
- Ahumada, J. A., Hurtado, J., & Lizcano, D. (2013). Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PloS one*, 8(9).
- Ainley, D. G., Larue, M. A., Stirling, I., Stammerjohn, S., & Siniff, D. B. (2015). An apparent population decrease, or change in distribution, of Weddell seals along the Victoria Land coast. *Marine Mammal Science*, 31(4), 1338-1361.
- Amazon (2020a). Canon PowerShot S110 12.1 MP Digital Camera with 3-Inch LCD (White) (Discontinued by Manufacturer). <https://www.amazon.com/Canon-PowerShot-Digital-Discontinued-Manufacturer/dp/B009B0MYLS> (Page consultée le 8 août 2020).
- Amazon (2020b). GoPro HERO3: Silver Edition. <https://www.amazon.com/GoPro-CHDHN-301-HERO3-Silver-Edition/dp/B009PK9S90> (Page consultée le 8 août 2020).
- Amazon (2020c). 3DR Solo Quadcopter (No Gimbal). <https://www.amazon.com/3DR-Solo-Quadcopter-No-Gimbal/dp/B00ZPM7BOG> (Page consultée le 8 août 2020).
- Amazon (2020d). Canon EOS M Appareil photo compact 18 MP avec écran LCD 3,0". <https://www.amazon.ca/Canon-Compact-Systems-Camera-3-0-Inch/dp/B008NENG1A> (Page consultée le 8 août 2020).
- Ancrenaz, M., Goossens, B., Gimenez, O., Sawang, A., & Lackman-Ancrenaz, I. (2004). Determination of ape distribution and population size using ground and aerial surveys: a case study with orang-utans in lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia. *Animal Conservation*, 7(4), 375-385.
- Andersen, D. E., Rongstad, O. J., & Mytton, W. R. (1989). Response of nesting red-tailed hawks to helicopter overflights. *The Condor*, 91(2), 296-299.
- Anderson, K., & Gaston, K. J. (2013). Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 138-146.
- Andriolo, A., Martins, C. C. A., Engel, M. H., Pizzorno, J. L., Más-Rosa, S., Freitas, A. C., ... & Kinas, P. G. (2006). The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera movaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A). *Journal of Cetacean Research and Management*, 8(3), 307.

- Apollo Mapping, (2020a). GeoEye-1. <https://apollomapping.com/geoeye-1-satellite-imagery> (Page consultée le 8 août 2020).
- Apollo Mapping, (2020b). Pléiades 1. <https://apollomapping.com/pleiades-1-satellite-imagery> (Page consultée le 8 août 2020).
- Aviation civile de la Tanzanie (2017). Unmanned Aircraft Systems. https://my-road.de/downloads/Tansania_AIC-05-2017_Unmanned_Aircraft_Systems.pdf (Page consultée le 17 mai 2020).
- B&H (2020). Intel Falcon 8+ Octocopter Drone Bundle. https://www.bhphotovideo.com/c/product/1473254-REG/intel_f8p_rtf_intel_falcon_8_drone.html (Page consultée le 8 août 2020).
- Bacheler, N. M., Berrane, D. J., Mitchell, W. A., Schobernd, C. M., Schobernd, Z. H., Teer, B. Z., & Ballenger, J. C. (2014). Environmental conditions and habitat characteristics influence trap and video detection probabilities for reef fish species. *Marine Ecology Progress Series*, 517, 1-14.
- Barnas, A., Newman, R., Felege, C. J., Corcoran, M. P., Hervey, S. D., Stechmann, T. J., Rockwell, R. F., & Ellis-Felege, S. N. (2018). Evaluating behavioral responses of nesting lesser snow geese to unmanned aircraft surveys. *Ecology and Evolution*, 8(2), 1328–1338.
- Best Trail Camera Reviews (2020). Moultrie Game Spy M-80 Infrared 5.0 MP Mini Digital Trail Camera Review. <https://www.besttrailcamerareviews.org/moultrie-game-spy-m-80-infrared-5-0-mp-mini-digital-trail-camera-review/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Bevan, E., Wibbels, T., Najera, B. M., Martinez, M. A., Martinez, L. A., Martinez, F. I., ... & Pena, L. J. (2015). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for monitoring sea turtles in near-shore waters. *Marine Turtle Newsletter*, 145(1), 19-22.
- Bleich, V. C., Bowyer, R. T., Pauli, A. M., Nicholson, M. C., & Anthes, R. W. (1994). Mountain sheep *Ovis canadensis* and helicopter surveys: ramifications for the conservation of large mammals. *Biological Conservation*, 70(1), 1-7.
- Blohm, R. J., Sharp, D. E., Padding, P. I., and Richkus, K. D. (2006). Monitoring North America's waterfowl resource. In 'Waterbirds Around the World'. (Eds G. C. Boere, C. A. Galbraith and D. A. Stroud.) pp. 448–452.
- Brack, I. V., Kindel, A., & Oliveira, L. F. B. (2018). Detection errors in wildlife abundance estimates from Unmanned Aerial Systems (UAS) surveys: Synthesis, solutions, and challenges. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(8), 1864-1873.
- Brambilla, A., & Brivio, F. (2018). Assessing the effects of helicopter disturbance in a mountain ungulate on different time scales. *Mammalian Biology*, 90(1), 30-37.
- Brisson-Curadeau, É., Bird, D., Burke, C., Fifield, D. A., Pace, P., Sherley, R. B., & Elliott, K. H. (2017). Seabird species vary in behavioural response to drone census. *Scientific reports*, 7(1), 1-9.

- Browning (s.d.). Strike Force Pro XD. <https://browningtrailcameras.com/products/strike-force-pro-xd> (Page consultée le 9 avril 2020).
- Buckland, S., Anderson, D., Burnham, K., & Laake, J. (1993). Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. *Biometrics*, 50(3), 891-892.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, UK, 432 pp.
- Bull, E. L., Holthausen, R. S., & Bright, L. R. (1992). Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildlife Society Bulletin*, 20(4), 406-410.
- Burn, D. M., Webber, M. A., & Udevitz, M. S. (2006). Application of airborne thermal imagery to surveys of Pacific walrus. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), 51-58.
- Burrard-Lucas, W. (2017). Capturing Elusive Animals With Camera Trap Wildlife Photography <https://fstoppers.com/animal/capturing-elusive-animals-camera-trap-wildlife-photography-174345> (Page consultée le 9 avril 2020).
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., ... & Boutin, S. (2015). Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675-685.
- Carignan, V., & Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45-61.
- Carr, N. L., Rodgers, A. R., Kingston, S. R., Hettinga, P. N., Thompson, L. M., Renton, J. L., & Wilson, P. J. (2012). Comparative woodland caribou population surveys in Slate Islands Provincial Park, Ontario. *Rangifer*, 205-217.
- Carthy, R., Oli, M., Wooding, J., Berish, J., & Meyer, W. (2005). Analysis of gopher tortoise population estimation techniques.
- CASA (2020a). Drone safety rules. <https://www.casa.gov.au/drones/rules/drone-safety-rules> (Page consultée le 17 août 2020).
- CASA (2020b). Drone registration. <https://www.casa.gov.au/drones/register> (Page consultée le 17 août 2020).
- CASA (2020c). Drone accreditation. <https://www.casa.gov.au/drones/rules/accreditation> (Page consultée le 17 août 2020).
- Caughley, G., Sinclair, R., & Scott-Kemmis, D. (1976). Experiments in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 290-300.

- Chabot, D., & Bird, D. M. (2012). Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. *Waterbirds*, 35(1), 170-174.
- Chabot, D., & Bird, D. M. (2015). Wildlife research and management methods in the 21st century: Where do unmanned aircraft fit in? *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(4), 137-155.
- Chabot, D., Dillon, C., & Francis, C. (2018). An approach for using off-the-shelf object-based image analysis software to detect and count birds in large volumes of aerial imagery. *Avian Conservation and Ecology*, 13(1).
- Chassagneux, A., Jean, C., Bourjea, J., & Ciccione, S. (2013). Unraveling behavioral patterns of foraging hawksbill and green turtles using photo-identification. *Marine Turtle Newsletter*, (137), 1.
- Chrétien, L. P., Théau, J., & Ménard, P. (2015). Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*, 40.
- Chrétien, L.P., Théau, J. and Ménard, P. (2016) Visible and Thermal Infrared Remote Sensing for the Detection of White-tailed Deer Using an Unmanned Aerial System. *Wildlife Society Bulletin*, 40(1) : 181-191.
- Christie, K. S., Gilbert, S. L., Brown, C. L., Hatfield, M., & Hanson, L. (2016). Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(5), 241-251.
- Cliff, O. M., Fitch, R., Sukkarieh, S., Saunders, D. L., & Heinsohn, R. (2015). Online localization of radio-tagged wildlife with an autonomous aerial robot system. In *Robotics: Science and Systems*.
- Coggins Jr, L. G., Bacheler, N. M., & Gwinn, D. C. (2014). Occupancy models for monitoring marine fish: a Bayesian hierarchical approach to model imperfect detection with a novel gear combination. *PLoS One*, 9(9).
- Colefax, A. P., Butcher, P. A., & Kelaheer, B. P. (2018). The potential for unmanned aerial vehicles (UAVs) to conduct marine fauna surveys in place of manned aircraft. *ICES Journal of Marine Science*, 75(1), 1-8.
- Colefax, A. P., Butcher, P. A., Pagendam, D. E., & Kelaheer, B. P. (2019). Reliability of marine faunal detections in drone-based monitoring. *Ocean & coastal management*, 174, 108-115.
- Connelly, E. E., Duron, M., Stenhouse, I. J., & Williams, K. A. (2014). Chapter 2: Aerial Survey Methods. *Annual Report*, 7.
- Conway, G. (2008). *The Science of Climate Change in Africa: Impacts and Adaptation*. Department of International Development, UK. 43 p.

- Courtois, R., Gingras, A., Dussault, C., Breton, L., & Ouellet, J. P. (2003). An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*. *The Canadian Field-Naturalist*, 117(4), 546-554.
- Cowardin, L. M. (1969). Use of flooded timber by waterfowl at the Montezuma National Wildlife Refuge. *The Journal of Wildlife Management*, 829-842.
- Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R. F., Thompson, J. J., & Di Bitetti, M. S. (2014). Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 79(6), 376-383.
- Cubaynes, H. C., Fretwell, P. T., Bamford, C., Gerrish, L., & Jackson, J. A. (2019). Whales from space: four mysticete species described using new VHR satellite imagery. *Marine Mammal Science*, 35(2), 466-491.
- Cuddeback (2016). CuddeLink Long Range IR. <https://www.cuddeback.com/products/model-j-1415> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Cusack, J. J., Swanson, A., Coulson, T., Packer, C., Carbone, C., Dickman, A. J., ... & Rowcliffe, J. M. (2015). Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *The Journal of Wildlife Management*, 79(6), 1014-1021.
- Cutler, T. L., & Swann, D. E. (1999). Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin*, 571-581.
- Daley, J. (2018). Researchers can now monitor whales via satellites. *Smithsonian Magazine: Smart News*. <https://www.smithsonianmag.com/smart-news/researchers-can-now-monitor-whales-satellite-180970703/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- de Oliveira Alves, M. D., Borges, J. C. G., & de Araujo, M. E. (2013a). Pilot Aerial Study of the Marine Megafauna in Northern Coast Alagoas, Brazil. *Tropical Oceanography*, 41, 108-119.
- de Oliveira Alves, M. D., Schwamborn, R., Borges, J. C. G., Marmontel, M., Costa, A. F., Schettini, C. A. F., & de Araújo, M. E. (2013b). Aerial survey of manatees, dolphins and sea turtles off northeastern Brazil: Correlations with coastal features and human activities. *Biological Conservation*, 161, 91-100.
- Dehvari, A., & Heck, R. J. (2012). Removing non-ground points from automated photo-based DEM and evaluation of its accuracy with LiDAR DEM. *Computers & Geosciences*, 43, 108-117.
- Delaney, D. K., Grubb, T. G., Beier, P., Pater, L. L., & Reiser, M. H. (1999). Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. *The Journal of Wildlife Management*, 60-76.
- Descamps, S., Béchet, A., Descombes, X., Arnaud, A., & Zerubia, J. (2011). An automatic counter for aerial images of aggregations of large birds. *Bird study*, 58(3), 302-308.

- Ditmer, M. A., Vincent, J. B., Werden, L. K., Tanner, J. C., Laske, T. G., Iaizzo, P. A., ... & Fieberg, J. R. (2015). Bears show a physiological but limited behavioral response to unmanned aerial vehicles. *Current Biology*, 25(17), 2278-2283.
- DJI (2018). Drones for good: Using a Mavic Pro drone to count lions, whisker by whisker. <https://www.dji.com/ca/altitude/drones-for-good-alexander-braczkowski-lions-leopards-big-cats-drone-science> (Page consultée le 11 avril 2020).
- DJI (2020a). Inspire 2: Drone specifications, FAQs, videos, tutorials, manuals, DJI Go. <https://www.dji.com/ca/inspire-2/info> (Page consultée le 23 mars 2020).
- DJI (2020b). Mavic 2 <https://www.dji.com/ca/mavic-2> (Page consultée le 23 mars 2020).
- DJI (2020c). Price Reduction for the Phantom 2 Series Drones. <https://www.dji.com/newsroom/news/phantom-2-series-price-drop> (Page consultée le 8 août 2020).
- DJI (2020d). Phantom 2 Specs. <https://www.dji.com/ca/phantom-2> (Page consultée le 8 août 2020).
- Domínguez-Sánchez, C. A., Acevedo-Whitehouse, K. A., & Gendron, D. (2018). Effect of drone-based blow sampling on blue whale (*Balaenoptera musculus*) behavior. *Marine Mammal Science*, 34(3), 841-850.
- Dulava, S., Bean, W. T., & Richmond, O. M. (2015). Environmental reviews and case studies: applications of unmanned aircraft systems (UAS) for waterbird surveys. *Environmental Practice*, 17(3), 201-210.
- Dunlop, K. M., Marian Scott, E., Parsons, D., & Bailey, D. M. (2015). Do agonistic behaviours bias baited remote underwater video surveys of fish? *Marine Ecology*, 36(3), 810-818.
- Duporge, I. (2019). Using Satellite Imagery and Machine Learning to Detect and Monitor Elephants. Hexagon. <https://blog.hexagongeospatial.com/using-satellite-imagery-and-machine-learning-to-detect-and-monitor-elephants/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- EOPortal (2020). GeoEye-1. <https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/g/geoeeye-1> (Page consultée 8 août 2020).
- Evans, I. J., Jones, T. H., Pang, K., Evans, M. N., Saimin, S., & Goossens, B. (2015). Use of drone technology as a tool for behavioral research: a case study of crocodilian nesting. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1), 90-98.
- Fair, J. (2019). Lift-off for thermal-imaging system to estimate wildlife populations. Mongabay. <https://news.mongabay.com/2019/04/lift-off-for-thermal-imaging-system-to-estimate-wildlife-populations/> (Page consultée le 11 avril 2020).

- Farhadinia, M. S., Moqanaki, E. M., & Hosseini-Zavarei, F. (2014). Predator–prey relationships in a middle Asian Montane steppe: Persian leopard versus urial wild sheep in Northeastern Iran. *European journal of wildlife research*, 60(2), 341-349.
- Favaro, B., Lichota, C., Côté, I. M., & Duff, S. D. (2012). TrapCam: an inexpensive camera system for studying deep-water animals. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), 39-46.
- Ferguson, M. C., Angliss, R. P., Kennedy, A., Lynch, B., Willoughby, A., Helker, V., ... & Clarke, J. T. (2018). Performance of manned and unmanned aerial surveys to collect visual data and imagery for estimating arctic cetacean density and associated uncertainty. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 6(3), 128-154.
- Filipczyková, E., Heitkönig, I. M., Castellanos, A., Hantson, W., & Steyaert, S. M. (2017). Marking behavior of Andean bears in an Ecuadorian cloud forest: a pilot study. *Ursus*, 27(2), 122-128.
- Finucci, B., Hurst, R. J., Bagley, N. W., Al Dhaheri, S. S., & Grandcourt, E. M. (2019). Diversity, abundance, behaviour, and catchability of fishes from trap catch and underwater video in the Arabian Gulf. *Fisheries Research*, 220, 105342.
- Fiori, L., Martinez, E., Bader, M. K. F., Orams, M. B., & Bollard, B. (2020). Insights into the use of an unmanned aerial vehicle (UAV) to investigate the behavior of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Vava'u, Kingdom of Tonga. *Marine Mammal Science*, 36(1), 209-223.
- Fleming, P. J. S., & Tracey, J. P. (2008). Some human, aircraft and animal factors affecting aerial surveys: How to enumerate animals from the air. *Wildlife Research*, 35(4), 258.
- Flir (2020). Tau TM 2 Long Wave Infrared Thermal Camera Core. <https://www.flir.com/products/tau-2/> (Page consultée le 8 août 2020).
- Foley, H. J., Holt, R. C., Hardee, R. E., Nilsson, P. B., Jackson, K. A., Read, A. J., ... & Mclellan, W. A. (2011). Observations of a western North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) birth offshore of the protected southeast US critical habitat. *Marine Mammal Science*, 27(3), E234-E240.
- Franke, U., Goll, B., Hohmann, U., & Heurich, M. (2012). Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2), 285-293.
- Fretwell, P. T., LaRue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., ... & Trathan, P. N. (2012). An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. *PloS one*, 7(4).
- Fretwell, P. T., Staniland, I. J., & Forcada, J. (2014). Whales from space: counting southern right whales by satellite. *PloS one*, 9(2).
- Fretwell, P. T., Scofield, P., & Phillips, R. A. (2017). Using super-high-resolution satellite imagery to census threatened albatrosses. *Ibis*, 159(3), 481-490.

- Futura-Science (2020). Sciences – Drones. <https://www.futura-sciences.com/sciences/definitions/aeronautique-drone-6174/> (Page consultée le 10 avril 2020).
- Garcia, M. L., Brondo, J. A. É., & Pérez, M. A. (2012). Satellites pour la télédétection appliquée à la gestion territoriale. Département de l'Agriculture, de l'Élevage, de la Pêche et des Eaux du Gouvernement des Canaries (traduction par Autunes, S.).
- Giese, M., & Riddle, M. (1999). Disturbance of emperor penguin *Aptenodytes forsteri* chicks by helicopters. *Polar Biology*, 22(6), 366-371.
- Goebel, M. E., Perryman, W. L., Hinke, J. T., Krause, D. J., Hann, N. A., Gardner, S., & LeRoi, D. J. (2015). A small unmanned aerial system for estimating abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology*, 38(5), 619-630.
- Gonzalez, L. F., Montes, G. A., Puig, E., Johnson, S., Mengersen, K., & Gaston, K. J. (2016). Unmanned aerial vehicles (UAVs) and artificial intelligence revolutionizing wildlife monitoring and conservation. *Sensors*, 16(1), 97.
- Google (s.d.). Google Earth Engine. earthengine.google.com (Page consultée le 12 juin 2020).
- Gouvernement du Canada (2020). Utiliser votre drone de façon sécuritaire et légale. <https://www.tc.gc.ca/fr/services/aviation/securite-drones/utiliser-drone-facon-securitaire-legale.html> (Page consultée le 17 mai 2020).
- Grecian, W. J., Lane, J. V., Michelot, T., Wade, H. M., & Hamer, K. C. (2018). Understanding the ontogeny of foraging behaviour: insights from combining marine predator bio-logging with satellite-derived oceanography in hidden Markov models. *Journal of the Royal Society Interface*, 15(143), 20180084.
- Groom, G., Krag Petersen, I., Anderson, M. D., & Fox, A. D. (2011). Using object-based analysis of image data to count birds: mapping of Lesser Flamingos at Kamfers Dam, Northern Cape, South Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 32(16), 4611-4639.
- Groom, G., Stjernholm, M., Nielsen, R. D., Fleetwood, A., & Petersen, I. K. (2013). Remote sensing image data and automated analysis to describe marine bird distributions and abundances. *Ecological Informatics*, 14, 2-8.
- Hall, D. (2016). How drones in the sky unlock secrets of the sea. Ocean find you blue. <https://ocean.si.edu/ocean-life/marine-mammals/how-drones-sky-unlock-secrets-sea> (Page consultée le 11 avril 2020).
- Hambrecht, L., Brown, R. P., Piel, A. K., & Wich, S. A. (2019). Detecting 'poachers' with drones: Factors influencing the probability of detection with TIR and RGB imaging in miombo woodlands, Tanzania. *Biological conservation*, 233, 109-117.

- Hance, J. (2011). Treasure chest of wildlife camera trap photos made public. Mongabay. news.mongabay.com/2011/02/treasure-chest-of-wildlife-camera-trap-photos-made-public/ (Page consultée le 16 juillet 2020).
- Hardin, P. J., & Jensen, R. R. (2011). Small-scale unmanned aerial vehicles in environmental remote sensing: Challenges and opportunities. *GIScience & Remote Sensing*, 48(1), 99-111.
- Harmesen, B. J., Foster, R. J., Sanchez, E., Gutierrez-Gonzalez, C. E., Silver, S. C., Ostro, L. E., ... & Quigley, H. (2017). Long term monitoring of jaguars in the Cockscomb Basin Wildlife Sanctuary, Belize; Implications for camera trap studies of carnivores. *PloS one*, 12(6).
- Hénaut, Y., & Charruau, P. (2012). Nest attendance and hatchling care in wild American crocodiles (*Crocodylus acutus*) in Quintana Roo, Mexico. *Animal Biology*, 62(1), 29-51.
- Hernandez, F., Rollins, D., & Cantu, R. (1997). An evaluation of Trailmaster® camera systems for identifying ground-nest predators. *Wildlife Society Bulletin*, 848-853.
- Herwitz, S. R., Johnson, L. F., Dunagan, S. E., Higgins, R. G., Sullivan, D. V., Zheng, J., ... & Slye, R. E. (2004). Imaging from an unmanned aerial vehicle: agricultural surveillance and decision support. *Computers and electronics in agriculture*, 44(1), 49-61.
- Hodgson, A., Kelly, N., & Peel, D. (2013). Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: a dugong case study. *PloS one*, 8(11), e79556.
- Hodgson, J. C., Baylis, S. M., Mott, R., Herrod, A., & Clarke, R. H. (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific reports*, 6(1), 1-7.
- Hodgson, A., Peel, D., & Kelly, N. (2017). Unmanned aerial vehicles for surveying marine fauna: assessing detection probability. *Ecological Applications*, 27(4), 1253-1267.
- Hodgson, J. C., Mott, R., Baylis, S. M., Pham, T. T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A. D., Raja Segaran, R., Reid, I., Terauds, A., & Koh, L. P. (2018). Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1160–1167.
- Hollings, T., Burgman, M., van Andel, M., Gilbert, M., Robinson, T., & Robinson, A. (2018). How do you find the green sheep? A critical review of the use of remotely sensed imagery to detect and count animals. *Methods in ecology and evolution*, 9(4), 881-892.
- Huang, Z. P., Qi, X. G., Garber, P. A., Jin, T., Guo, S. T., Li, S., & Li, B. G. (2014). The use of camera traps to identify the set of scavengers preying on the carcass of a golden snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*). *PLoS One*, 9(2).
- Intel (s.d.). Intel Falcon 8+ System. <https://www.intel.com/content/dam/www/public/us/en/documents/product-briefs/falcon-8-plus-product-brief.pdf> (Page consultée le 8 août 2020).

- Ismail, N. (2017). Using technology to break new ground in the ecology sector – mapping landscape from above. *Information Age*. <https://www.information-age.com/using-technology-break-new-ground-ecology-sector-mapping-landscapes-123467228/> (Page consultée le 11 avril 2020).
- Israel, M. (2011). A UAV-based roe deer fawn detection system. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 38, 1-5.
- Ivosevic, B., Han, Y. G., & Kwon, O. (2017). Monitoring butterflies with an unmanned aerial vehicle: current possibilities and future potentials. *Journal of Ecology and Environment*, 41(1), 12.
- Jacobs, C. E., & Ausband, D. E. (2018). An evaluation of camera trap performance – What are we missing and does deployment height matter? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(4), 352–360.
- Jacobson, H. A., Kroll, J. C., Browning, R. W., Koerth, B. H., & Conway, M. H. (1997). Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, 25(2), 547-556.
- Jewell, Z. (2013). Effect of Monitoring Technique on Quality of Conservation Science: Ethics and Science in Conservation. *Conservation Biology*, 27(3), 501–508.
- Johnston, D. W., Dale, J., Murray, K. T., Josephson, E., Newton, E., & Wood, S. (2017). Comparing occupied and unoccupied aircraft surveys of wildlife populations: assessing the gray seal (*Halichoerus grypus*) breeding colony on Muskeget Island, USA. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 5(4), 178-191.
- Jones, E. G., Tselepides, A., Bagley, P. M., Collins, M. A., & Priede, I. G. (2003). Bathymetric distribution of some benthic and benthopelagic species attracted to baited cameras and traps in the deep eastern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 251, 75-86.
- Jones, G. P. J., Pearlstine, L. G., & Percival, H. F. (2006). An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife society bulletin*, 34(3), 750-758.
- Kafley, H., Lamichhane, B. R., Maharjan, R., Thapaliya, B., Bhattarai, N., Khadka, M., & Gompper, M. E. (2019). Estimating prey abundance and distribution from camera trap data using binomial mixture models. *European Journal of Wildlife Research*, 65(5), 77.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological conservation*, 71(3), 333-338.
- Karanth, K. U., & Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), 2852-2862.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., & Hines, J. E. (2006). Assessing Tiger Population Dynamics Using Photographic Capture—Recapture Sampling. *Ecology*, 87(11), 2925–2937.

- Kessel, S. T., Gruber, S. H., Gledhill, K. S., Bond, M. E., & Perkins, R. G. (2013). Aerial survey as a tool to estimate abundance and describe distribution of a carcharhinid species, the lemon shark, *Negaprion brevirostris*. *Journal of marine Biology*, 2013.
- King, J. R., & Surry, A. M. (2017). Seasonal and daily movements of the bluntnose sixgill shark (*Hexanchus griseus*) in the strait of Georgia from satellite tag data. *Environmental Biology of Fishes*, 100(12), 1543-1559.
- Kingsford, R. T., & Porter, J. L. (2009). Monitoring waterbird populations with aerial surveys—What have we learnt? *Wildlife Research*, 36(1), 29.
- Kiszka, J. J., Mourier, J., Gastrich, K., & Heithaus, M. R. (2016). Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate shark and ray densities in a shallow coral lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 560, 237-242.
- Koerth, B. H., McKown, C. D., & Kroll, J. C. (1997). Infrared-triggered camera versus helicopter counts of white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin*, 557-562.
- Koeva, M., Muneza, M., Gevaert, C., Gerke, M., & Nex, F. (2018). Using UAVs for map creation and updating. A case study in Rwanda. *Survey review*, 50(361), 312-325.
- Koh, L. P., & Wich, S. A. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5(2), 121-132.
- Koski, W. R., Allen, T., Ireland, D., Buck, G., Smith, P. R., Macrander, A. M., ... & McDonald, T. L. (2009). Evaluation of an unmanned airborne system for monitoring marine mammals. *Aquatic Mammals*, 35(3), 347.
- Koski, W. R., Gamage, G., Davis, A. R., Mathews, T., LeBlanc, B., & Ferguson, S. H. (2015). Evaluation of UAS for photographic re-identification of bowhead whales, *Balaena mysticetus*. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(1), 22-29.
- Krause, D. J., Hinke, J. T., Perryman, W. L., Goebel, M. E., & LeRoi, D. J. (2017). An accurate and adaptable photogrammetric approach for estimating the mass and body condition of pinnipeds using an unmanned aerial system. *PLoS One*, 12(11).
- Kresin, P. (2017). Cancelled aerial moose survey evidence MNRF out of money. *Chronicle journal*. https://www.chroniclejournal.com/opinion/letters_to_editor/cancelled-aerial-moose-survey-evidence-mnrf-out-of-money/article_be84bcd0-efe3-11e6-acb8-7f30c4448ef0.html (Page consultée le 12 avril 2020).
- Kucera, T. E., & Barrett, R. H. (1993). In my experience: the Trailmaster® camera system for detecting wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 505-508.
- Kuenzer, C., Bluemel, A., & Gebhardt, S. Quc., TV, and Dech, S. (2011). Remote Sensing of Mangrove Ecosystem: A Review. *Remote Sensing*, 3, 878-928.

- Kuenzer, C., Ottinger, M., Wegmann, M., Guo, H., Wang, C., Zhang, J., ... & Wikelski, M. (2014). Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *International Journal of Remote Sensing*, 35(18), 6599-6647.
- Lahoz-Monfort, J. J., & Tingley, R. (2018). The technology revolution: improving species detection and monitoring using new tools and statistical methods. *Monitoring Threatened Species and Ecological Communities*, 303-313.
- Laliberte, A. S., & Ripple, W. J. (2003). Automated wildlife counts from remotely sensed imagery. *Wildlife Society Bulletin*, 362-371.
- Lamprey, R., Pope, F., Ngene, S., Norton-Griffiths, M., Frederick, H., Okita-Ouma, B., & Douglas-Hamilton, I. (2020). Comparing an automated high-definition oblique camera system to rear-seat-observers in a wildlife survey in Tsavo, Kenya: Taking multi-species aerial counts to the next level. *Biological Conservation*, 241, 108243.
- LandInfo (2018). Buying satellite Imagery: Pricing Information for High Resolution Satellite Imagery. <http://www.landinfo.com/satellite-imagery-pricing.html> (Page consultée le 10 avril 2020).
- Langtimm, C. A., Dorazio, R. M., Stith, B. M., & Doyle, T. J. (2011). New aerial survey and hierarchical model to estimate manatee abundance. *The Journal of Wildlife Management*, 75(2), 399-412.
- Lantschner, M. V., Rusch, V., & Hayes, J. P. (2012). Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 269, 271-278.
- Larousse (s.d.). Drone. <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/drone/26865> (Page consultée le 10 avril 2020).
- LaRue, M. A., Rotella, J. J., Garrott, R. A., Siniff, D. B., Ainley, D. G., Stauffer, G. E., ... & Morin, P. J. (2011). Satellite imagery can be used to detect variation in abundance of Weddell seals (*Leptonychotes weddellii*) in Erebus Bay, Antarctica. *Polar Biology*, 34(11), 1727.
- LaRue, M. A., Stapleton, S., Porter, C., Atkinson, S., Atwood, T., Dyck, M., & Lecomte, N. (2015). Testing methods for using high-resolution satellite imagery to monitor polar bear abundance and distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 39(4), 772-779.
- LaRue, M. A., Stapleton, S., & Anderson, M. (2017). Feasibility of using high-resolution satellite imagery to assess vertebrate wildlife populations. *Conservation biology*, 31(1), 213-220.
- LaRue, M. A., & Stapleton, S. (2018). Estimating the abundance of polar bears on Wrangel Island during late summer using high-resolution satellite imagery: a pilot study. *Polar Biology*, 41(12), 2621-2626.
- Laurance, W. F., & Grant, J. D. (1994). Photographic identification of ground-nest predators in Australian tropical rainforest. *Wildlife Research*, 21(2), 241-247.

- Lauriano, G., Panigada, S., Casale, P., Pierantonio, N., & Donovan, G. P. (2011). Aerial survey abundance estimates of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Pelagos Sanctuary, northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 437, 291-302.
- Lei, J., & Booth, D. T. (2017). Who are the important predators of sea turtle nests at Wreck Rock beach?. *PeerJ*, 5, e3515.
- Liang, S., & Wang, J. (Eds.). (2019). *Advanced remote sensing: terrestrial information extraction and applications*. Academic Press.
- Linchant, J., Lisein, J., Semeki, J., Lejeune, P., & Vermeulen, C. (2015). Are unmanned aircraft systems (UAS) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*, 45(4), 239-252.
- Linchant, J., Lhoest, S., Quevauvillers, S., Lejeune, P., Vermeulen, C., Ngabinzeke, J. S., ... & Bouche, P. (2018). UAS imagery reveals new survey opportunities for counting hippos. *PloS one*, 13(11).
- Linkie, M., Guillera-Arroita, G., Smith, J., Ario, A., Bertagnolio, G., Cheong, F., ... & Gumal, M. T. (2013). Cryptic mammals caught on camera: assessing the utility of range wide camera trap data for conserving the endangered Asian tapir. *Biological Conservation*, 162, 107-115.
- Liverpool John Moores University (2015). Drones could contribute to saving endangered chimpanzees. *Phys.* <https://phys.org/news/2015-07-drones-contribute-endangered-chimpanzees.html> (Page consultée le 11 avril 2020).
- Longmore, S. N., Collins, R. P., Pfeifer, S., Fox, S. E., Mulero-Pázmány, M., Bezombes, F., Goodwin, A., Ovelar, M.D., Knapen, J.H. & Wich, S. A. (2017). Adapting astronomical source detection software to help detect animals in thermal images obtained by unmanned aerial systems. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8-10), 2623-2638.
- Lu, B., & He, Y. (2017). Species classification using Unmanned Aerial Vehicle (UAV)-acquired high spatial resolution imagery in a heterogeneous grassland. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 128, 73-85.
- Lydersen, C., Chernook, V. I., Glazov, D. M., Trukhanova, I. S., & Kovacs, K. M. (2012). Aerial survey of Atlantic walruses (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in the Pechora Sea, August 2011. *Polar Biology*, 35(10), 1555-1562.
- Mace, R. D., Minta, S. C., Manley, T. L., & Aune, K. E. (1994). Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 22(1), 74-83.
- MacKenzie, D. I., & Kendall, W. L. (2002). How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology*, 83(9), 2387-2393.
- Mangewa, L. J., Ndakidemi, P. A., & Munishi, L. K. (2019). Integrating UAV Technology in an Ecological Monitoring System for Community Wildlife Management Areas in Tanzania. *Sustainability*, 11(21), 6116.

- Marcer, J. (2015). Bit Depth. <https://jmarcer547.wordpress.com/> (Page consultée le 15 juillet 2020).
- Marris, E. (2019). Drones unleashed against invasive rats in the Galapagos. *Nature*. <https://www.nature.com/articles/d41586-019-00176-z> (Page consultée le 11 avril 2020).
- Marsh, H., & Sinclair, D. F. (1989). An experimental evaluation of dugong and sea turtle aerial survey techniques. *Wildlife Research*, 16(6), 639-650.
- Martin, J., Edwards, H. H., Burgess, M. A., Percival, H. F., Fagan, D. E., Gardner, B. E., ... & Rambo, T. J. (2012). Estimating distribution of hidden objects with drones: From tennis balls to manatees. *PLoS One*, 7(6).
- Martin, S. L., Van Houtan, K. S., Jones, T. T., Aguon, C. F., Gutierrez, J. T., Tibbatts, R. B., ... & Bass, J. D. (2016). Five decades of marine megafauna surveys from Micronesia. *Frontiers in Marine Science*, 2, 116.
- McMahon, C. R., Howe, H., Van Den Hoff, J., Alderman, R., Brotsma, H., & Hindell, M. A. (2014). Satellites, the all-seeing eyes in the sky: counting elephant seals from space. *PloS one*, 9(3).
- Meek, P. D., Fleming, P., & Ballard, G. (2012). An introduction to camera trapping for wildlife surveys in Australia. Canberra, Australia: Invasive Animals Cooperative Research Centre.
- Metos (s.d.). iScout. Pessl Instruments. <https://metos.at/iscout/#> (Page consultée le 16 juillet 2020).
- Michener, W. K., & Jones, M. B. (2012). Ecoinformatics: supporting ecology as a data-intensive science. *Trends in ecology & evolution*, 27(2), 85-93.
- Mozaffari, M., Saad, W., Bennis, M., Nam, Y. H., & Debbah, M. (2019). A tutorial on UAVs for wireless networks: Applications, challenges, and open problems. *IEEE communications surveys & tutorials*, 21(3), 2334-2360.
- Mulero-Pázmány, M., Stolper, R., Van Essen, L. D., Negro, J. J., & Sassen, T. (2014). Remotely piloted aircraft systems as a rhinoceros anti-poaching tool in Africa. *PloS one*, 9(1).
- Mulero Pázmány, M. (2015). *Unmanned Aerial Systems in Conservation Biology* (thèse de doctorat, Université de Seville, Seville, Espagne).
- Murphy, A. J., Farris, Z. J., Karpanty, S., Kelly, M. J., Miles, K. A., Ratelolahy, F., ... & Golden, C. D. (2018). Using camera traps to examine distribution and occupancy trends of ground-dwelling rainforest birds in north-eastern Madagascar. *Bird Conservation International*, 28(4), 567-580.
- Nakashima, Y., Iwata, Y., Ando, C., Nze Nkoguee, C., Inoue, E., Akomo, E. F. O., ... & Ngomanda, A. (2013). Assessment of landscape-scale distribution of sympatric great apes in African rainforests: Concurrent use of nest and camera-trap surveys. *American journal of primatology*, 75(12), 1220-1230.

- NASA (2007). Sputnik and the dawn of the space age. <https://history.nasa.gov/sputnik/> (Page consultée le 25 mars 2020).
- NASA (2017b). What Is a Satellite. <https://www.nasa.gov/audience/forstudents/5-8/features/nasa-knows/what-is-a-satellite-58.html> (Page consultée le 25 mars 2020).
- Natural Resources Canada (2015a). The Electromagnetic Spectrum. <https://www.nrcan.gc.ca/maps-tools-publications/satellite-imagery-air-photos/remote-sensing-tutorials/introduction/electromagnetic-spectrum/14623> (Page consultée le 6 avril 2020).
- Natural Resources Canada (2015b). Passive vs. Active Sensing. <https://www.nrcan.gc.ca/maps-tools-publications/satellite-imagery-air-photos/remote-sensing-tutorials/introduction/passive-vs-active-sensing/14639> (Page consultée le 6 avril 2020).
- New Atlas (2016). SenseFly gives its eBee drone bigger wings. <https://newatlas.com/sensefly-ebee-plus/45801/#:~:text=Update%20October%207%3A%20senseFly%20has,%2426%2C990%20with%20RTK%20FPPK%20activated.> (Page consultée le 8 août 2020).
- NOAA Fisheries (2017). Norton Sound Beluga Whale Aerial Survey – Post 1. NOAA Fisheries: Science Blog. <https://www.fisheries.noaa.gov/science-blog/norton-sound-beluga-whale-aerial-survey-post-1> (Page consultée le 12 avril 2020).
- OEM Cameras (2020a). FLIR Tau 2 640 19mm Thermal Imaging Camera Core. <https://www.oemcameras.com/flir-tau-2-640-19mm-thermal-imaging-camera-core.htm> (Page consultée le 8 août 2020).
- OEM Cameras (2020b). FLIR Tau 2 640 50mm Thermal Imaging Camera Core. <https://www.oemcameras.com/flir-tau-2-640-50mm-thermal-imaging-camera-core.htm> (Page consultée le 8 août 2020).
- Offshore Wind (2016). APem, Normandeau Associates Conducting World's Largest Digital Aerial Survey of Offshore wildlife. Offshore Wind. <https://www.offshorewind.biz/2016/12/12/apem-normandeau-associates-conducting-worlds-largest-digital-aerial-survey-of-offshore-wildlife/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Ottichilo, W. K., De Leeuw, J., Skidmore, A. K., Prins, H. H., & Said, M. Y. (2000). Population trends of large non-migratory wild herbivores and livestock in the Masai Mara ecosystem, Kenya, between 1977 and 1997. *African journal of Ecology*, 38(3), 202-216.
- Palmer, M. S., Swanson, A., Kosmala, M., Arnold, T., & Packer, C. (2018). Evaluating relative abundance indices for terrestrial herbivores from large-scale camera trap surveys. *African journal of ecology*, 56(4), 791-803.
- Palminteri, S. (2018). Automating drone-based wildlife surveys saves time and money, study finds. Mongabay. <https://news.mongabay.com/2018/08/automating-drone-based-wildlife-surveys-saves-time-and-money-study-finds/> (Page consultée le 11 avril 2020).

- Pardo, M. A., Gerrodette, T., Beier, E., Gendron, D., Forney, K. A., Chivers, S. J., ... & Palacios, D. M. (2015). Inferring cetacean population densities from the absolute dynamic topography of the ocean in a hierarchical Bayesian framework. *PloS one*, 10(3).
- Patenaude, N. J., Richardson, W. J., Smultea, M. A., Koski, W. R., Miller, G. W., Würsig, B., & Greene Jr, C. R. (2002). Aircraft sound and disturbance to bowhead and beluga whales during spring migration in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science*, 18(2), 309-335.
- Pellion, D. (2008). Modélisation, fabrication et évaluation des photodiodes à avalanche polarisées en mode Geiger pour la détection du photon unique dans les applications Astrophysiques (Thèse de doctorat, Université de Toulouse, Toulouse, France).
- Pérez-Irineo, G. & Santos-Moreno, A. (2017). Occupancy, relative abundance, and activity patterns of great curassow (*Crax rubra*) in southeastern Mexico. *Sociedad de Ornitología Neotropical*, vol. 28, p. 313-320.
- Pettigrew, P. (2017). Évaluation de la robustesse de deux nouvelles méthodes d'estimation de la densité utilisant des pièges photographiques automatisés (thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, Canada).
- Pettorelli, N., Schulte Buühne, H., Shapiro, A. C., & Glover-Kapfer, P. (2018). Satellite remote sensing for conservation. *WWF Conserv. Technol. Ser.*, 1, 124.
- PhotoPrice (2017). Nikon D90. <http://www.photoprice.ca/product/02664/Nikon-D90-price.html> (Page consultée le 8 août 2020).
- Platonov, N. G., Mordvintsev, I. N., & Rozhnov, V. V. (2013). The possibility of using high resolution satellite images for detection of marine mammals. *Biology Bulletin*, 40(2), 197-205.
- Pledger, S., Pollock, K. H., & Norris, J. L. (2003). Open capture-recapture models with heterogeneity: I. *Biometrics*, 59(4), 786-794.
- Polar Bear Science (2020). 2019 Alaska aerial survey found the most polar bears since 2012 – dozens of fat healthy bears. Polar Bear Science. <https://polarbearscience.com/2020/01/12/2019-alaska-aerial-survey-found-the-most-polar-bears-since-2012-dozens-of-fat-healthy-bears/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Ray, J. C., Poley, L. G., Magoun, A. J., Chetkiewicz, C. L. B., Meg Southee, F., Neil Dawson, F., & Chenier, C. (2018). Modelling broad-scale wolverine occupancy in a remote boreal region using multi-year aerial survey data. *Journal of Biogeography*, 45(7), 1478-1489.
- Reconyx (2015). XS8 Ultrafire Covert General Surveillance Camera. <https://www.reconyx.com/product/XS8-UltraFire-Covert-General-Surveillance-Camera> (Page consultée le 12 avril 2020).

- Rees, A. F., Avens, L., Ballorain, K., Bevan, E., Broderick, A. C., Carthy, R. R., ... & Mangel, J. C. (2018). The potential of unmanned aerial systems for sea turtle research and conservation: a review and future directions. *Endangered Species Research*, 35, 81-100.
- Renchen, G. F., Pittman, S. J., & Brandt, M. E. (2012). Investigating the behavioural responses of trapped fishes using underwater video surveillance. *Journal of Fish Biology*, 81(5), 1611-1625.
- Rey, N., Volpi, M., Joost, S., & Tuia, D. (2017). Detecting animals in African Savanna with UAVs and the crowds. *Remote Sensing of Environment*, 200, 341-351.
- Rieucou, G., Kiszka, J. J., Castillo, J. C., Mourier, J., Boswell, K. M., & Heithaus, M. R. (2018). Using unmanned aerial vehicle (UAV) surveys and image analysis in the study of large surface-associated marine species: a case study on reef sharks *Carcharhinus melanopterus* shoaling behaviour. *Journal of fish biology*, 93(1), 119-127.
- RobotShop (2020). SonicModell Skywalker X8 2122 Flying Wing Drone FPV Complete Kit. <https://www.robotshop.com/en/sonicmodell-skywalker-x8-2122-flying-wing-drone-fpv-complete-kit.html> (Page consultée le 8 août, 2020).
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). " Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2).
- Santa Barbara Surveillance Systems (2017). UndercoverEye Raptor Cellular-WiFi System. <https://sbsurvco.com/products/UndercoverEyeRaptor.html> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Sarasola, J. H. (2018). *Birds of prey: Biology and conservation in the XXI century*. Springer Science+Business Media.
- Sarda-Palomera, F., Bota, G., Viñolo, C., Pallarés, O., Sazatornil, V., Brotons, L., Gomariz, S. & Sarda, F. (2012). Fine-scale bird monitoring from light unmanned aircraft systems. *Ibis*, 154(1), 177-183.
- Sasse, D. B. (2003). Job-related mortality of wildlife workers in the United States, 1937-2000. *Wildlife society bulletin*, 1015-1020.
- Satellite Imaging Corporation (2017a). Satellite Imagery for Wildlife Monitoring & Tracking. Satellite Imaging Corporation: Wildlife Monitoring. <https://www.satimagingcorp.com/applications/environmental-impact-studies/wildlife-and-marine-conservation/wildlife-monitoring/> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Satellite Imaging Corporation (2017b). GeoEye-1 Satellite Sensor. <https://www.satimagingcorp.com/satellite-sensors/geoeeye-1/> (Page consultée 8 août 2020).
- Scheidat, M., Verdaat, H., & Aarts, G. (2012). Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research*, 69, 1-7.

- Schlaff, A. M., Heupel, M. R., & Simpfendorfer, C. A. (2014). Influence of environmental factors on shark and ray movement, behaviour and habitat use: a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 1089-1103.
- Schofield, G., Esteban, N., Katselidis, K. A., & Hays, G. C. (2019). Drones for research on sea turtles and other marine vertebrates—A review. *Biological Conservation*, 238, 108214.
- Selby, R. D., Gage, S. H., & Whalon, M. E. (2014). Precise and low-cost monitoring of plum curculio (Coleoptera: Curculionidae) pest activity in pyramid traps with cameras. *Environmental entomology*, 43(2), 421-431.
- SenseFly (2020). eBee Classic - The Professional Mapping Drone. <https://www.sensefly.com/drone/ebec-mapping-drone/> (Page consultée le 8 août 2020).
- Seymour, A. C., Dale, J., Hammill, M., Halpin, P. N., & Johnston, D. W. (2017). Automated detection and enumeration of marine wildlife using unmanned aircraft systems (UAS) and thermal imagery. *Scientific Reports*, 7(1), 1-10.
- Sibanda, M., & Murwira, A. (2012). Cotton fields drive elephant habitat fragmentation in the Mid Zambezi Valley, Zimbabwe. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 19, 286-297.
- Silverman, J., Vickers, V., & Sampson, J. (1983). Statistical estimates of the n-bit Gray codes by restricted random generation of permutations of 1 to 2^n . *IEEE transactions on information theory*, 29(6), 894-901.
- Singh, L. A., Whittecar, W. R., DiPrinzio, M. D., Herman, J. D., Ferringer, M. P., & Reed, P. M. (2020). Low cost satellite constellations for nearly continuous global coverage. *Nature Communications*, 11(1), 1-7.
- Skywatch (2017). Monitoring animal populations from space. Skywatch. <https://www.skywatch.com/blog/monitoring-animal-populations-from-space> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Smyser, T. J., Guenzel, R. J., Jacques, C. N., & Garton, E. O. (2016). Double-observer evaluation of pronghorn aerial line-transect surveys. *Wildlife Research*, 43(6), 474-481.
- Spaan, D., Burke, C., McAree, O., Aureli, F., Rangel-Rivera, C. E., Hutschenreiter, A., Longmore, S. N., McWhirter, P. R., & Wich, S. A. (2019). Thermal Infrared Imaging from Drones Offers a Major Advance for Spider Monkey Surveys. *Drones*, 3, 34.
- Speakman, C. N., Johnstone, C. P., & Robb, K. (2019). Increased alertness behavior in Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus doriferus*) at a high vessel traffic haul-out site. *Marine Mammal Science*, 36(2), 486-499.

- SpyPoint (2020). Link-S : Caméra de chasse solaire et cellulaire. <https://www.spypoint.com/fr/produits/camera-chasse-solaire-cellulaire/produit-link-s.html> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Stapleton, S., Atkinson, S., Hedman, D., & Garshelis, D. (2014). Revisiting Western Hudson Bay: using aerial surveys to update polar bear abundance in a sentinel population. *Biological Conservation*, 170, 38-47.
- Stapleton, S., LaRue, M., Lecomte, N., Atkinson, S., Garshelis, D., Porter, C., & Atwood, T. (2014). Polar bears from space: assessing satellite imagery as a tool to track Arctic wildlife. *PLoS One*, 9(7).
- Stapleton, S., Peacock, E., & Garshelis, D. (2016). Aerial surveys suggest long-term stability in the seasonally ice-free Foxe Basin (Nunavut) polar bear population. *Marine Mammal Science*, 32(1), 181-201.
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Kays, R., Ahumada, J., Fisher, J. T., Burton, C., ... & Brodie, J. (2017). Scaling-up camera traps: Monitoring the planet's biodiversity with networks of remote sensors. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 26-34.
- Stoner, C., Caro, T. I. M., Mduma, S., Mlingwa, C., Sabuni, G., & Borner, M. (2007). Assessment of effectiveness of protection strategies in Tanzania based on a decade of survey data for large herbivores. *Conservation Biology*, 21(3), 635-646.
- Suparta, I. N., & Van Zanten, A. J. (2008). A construction of Gray codes inducing complete graphs. *Discrete mathematics*, 308(18), 4124-4132.
- Swinbourne, M. J., Taggart, D. A., Swinbourne, A. M., Lewis, M., & Ostendorf, B. (2018). Using satellite imagery to assess the distribution and abundance of southern hairy-nosed wombats (*Lasiorninus latifrons*). *Remote Sensing of Environment*, 211, 196-203.
- Sykora-Bodie, S. T., Bezy, V., Johnston, D. W., Newton, E., & Lohmann, K. J. (2017). Quantifying nearshore sea turtle densities: applications of unmanned aerial systems for population assessments. *Scientific reports*, 7(1), 1-7.
- Tom's Guide (2017). 3D Robotics Solo Drone Review. <https://www.tomsguide.com/us/3d-robotics-solo-drone,review-3443.html> (Page consultée le 8 août 2020).
- The Scoutguard and Uway (2012). UM562 (Wireless). <http://scoutguard550.com/UM562.html> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Tracey, J. P., & Fleming, P. J. (2007). Behavioural responses of feral goats (*Capra hircus*) to helicopters. *Applied Animal Behaviour Science*, 108(1-2), 114-128.
- Trail Cameras and More (2012). Want a high-quality Trail Camera without breaking the bank? Buy a convert Reveal trail camera today! <http://trailcamerasandmore.com/covertreveal.html> (Page consultée le 12 avril 2020).

- TrailCamPro (2020a). Reconyx XS8. <https://www.trailcampro.com/collections/reconyx-trail-cameras/products/reconyx-xs8> (Page consultée le 12 avril 2020).
- TrailCamPro (2020b). Reconyx Hyperfire HC600. <https://www.trailcampro.com/products/reconyxhc600review#tab2> (Page consultée le 12 avril 2020).
- TrailCamPro (2020c). Spypoint Link-S (AT&T). <https://www.trailcampro.com/collections/spypoint-trail-cameras/products/spypoint-link-s> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Transports Canada (2020). Trouvez la catégorie d'opération de votre drone. <https://www.tc.gc.ca/fr/services/aviation/securite-drones/trouver-categorie-operation-drone.html> (Page consultée le 7 juin 2020).
- Tremblay, J. A., Desrochers, A., Aubry, Y., Pace, P., & Bird, D. M. (2017). A low-cost technique for radio-tracking wildlife using a small standard unmanned aerial vehicle. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 5(3), 102-108.
- Turner, D., Lucieer, A., & Watson, C. (2012). An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery, based on structure from motion (SfM) point clouds. *Remote sensing*, 4(5), 1392-1410.
- Udevitz, M. S., Taylor, R. L., Garlich-Miller, J. L., Quakenbush, L. T., & Snyder, J. A. (2013). Potential population-level effects of increased haulout-related mortality of Pacific walrus calves. *Polar Biology*, 36(2), 291-298.
- US Air Force (2007). Scan Eagle. <https://www.af.mil/About-Us/Fact-Sheets/Display/Article/104532/scan-eagle/> (Page consultée le 8 août 2020).
- USGS (s.d.). Earth Explorer – Home. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Page consultée le 12 juin 2020)
- USGS (2011). Cranes and drones: strange airfellows? https://www.usgs.gov/center-news/cranes-and-drones-strange-airfellows?qt-news_science_products=1#qt-news_science_products (Page consultée le 16 mai 2020).
- Vanderklift, M. A., Boschetti, F., Roubertie, C., Pillans, R. D., Haywood, M. D., & Babcock, R. C. (2014). Density of reef sharks estimated by applying an agent-based model to video surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 508, 201-209.
- Vas, E., Lescroël, A., Duriez, O., Boguszewski, G., & Grémillet, D. (2015). Approaching birds with drones: First experiments and ethical guidelines. *Biology Letters*, 11(2), 20140754.
- Ventura, D., Bruno, M., Lasinio, G. J., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2016). A low-cost drone-based application for identifying and mapping of coastal fish nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 85-98.

- Vermeulen, C., Lejeune, P., Lisein, J., Sawadogo, P., & Bouché, P. (2013). Unmanned aerial survey of elephants. *PloS one*, 8(2).
- Villa, A. G., Salazar, A., & Vargas, F. (2017). Towards automatic wild animal monitoring: Identification of animal species in camera-trap images using very deep convolutional neural networks. *Ecological informatics*, 41, 24-32.
- Wang, D., Shao, Q., & Yue, H. (2019). Surveying Wild Animals from Satellites, Manned Aircraft and Unmanned Aerial Systems (UASs): A Review. *Remote Sensing*, 11(11), 1308.
- Watts, A. C., Perry, J. H., Smith, S. E., Burgess, M. A., Wilkinson, B. E., Szantoi, Z., ... & Percival, H. F. (2010). Small unmanned aircraft systems for low-altitude aerial surveys. *The Journal of Wildlife Management*, 74(7), 1614-1619.
- Weiler, A., Núñez, K., & Silla, F. (2020). Forest matters: Use of water reservoirs by mammal communities in cattle ranch landscapes in the Paraguayan Dry Chaco. *Global Ecology and Conservation*, e01103.
- Weisler, W., Stewart, W., Anderson, M. B., Peters, K. J., Gopalarathnam, A., & Bryant, M. (2017). Testing and characterization of a fixed wing cross-domain unmanned vehicle operating in aerial and underwater environments. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 43(4), 969-982.
- Welbourne, D. J., Claridge, A. W., Paull, D. J., & Lambert, A. (2016). How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(2), 77-83.
- Whitehead, F. (2011). Catastrophic species loss in Okavango delta. *The Guardian*. <https://www.theguardian.com/environment/gallery/2011/jun/20/okavango-aerial-survey-endangered-species> (Page consultée le 12 avril 2020).
- Widder, E. (2014). Deep Light. In National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). <https://oceanexplorer.noaa.gov/explorations/04deepscope/background/deeplight/deeplight.html> (Page consultée le 2 mai 2020).
- Wiegmann, D. A., & Taneja, N. (2003). Analysis of injuries among pilots involved in fatal general aviation airplane accidents. *Accident Analysis & Prevention*, 35(4), 571-577.
- Wiig, Ø., & Bakken, V. (1990). Aerial strip surveys of polar bears in the Barents Sea. *Polar research*, 8(2), 309-311.
- Williams, K., De Robertis, A., Berkowitz, Z., Rooper, C., & Towler, R. (2014). An underwater stereo-camera trap. *Methods in Oceanography*, 11, 1-12.
- Williams, S. T., Maree, N., Taylor, P., Belmain, S. R., Keith, M., & Swanepoel, L. H. (2018). Camera trap and questionnaire dataset on ecosystem services provided by small carnivores in agro-ecosystems in South Africa. *Data in Brief*, 18, 753–759.

- Williamson, M. J., Tebbs, E. J., Dawson, T. P., & Jacoby, D. M. (2019). Satellite remote sensing in shark and ray ecology, conservation and management. *Frontiers in Marine Science*, 6, 135.
- Witczuk, J., Pagacz, S., Zmarz, A., & Cypel, M. (2018). Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests-preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, 39(15-16), 5504-5521.
- Witt, M. J., Baert, B., Broderick, A. C., Formia, A., Fretey, J., Gibudi, A., ... & Roumet, D. (2009). Aerial surveying of the world's largest leatherback turtle rookery: a more effective methodology for large-scale monitoring. *Biological Conservation*, 142(8), 1719-1727.
- Wulder, M. A., White, J. C., Niemann, K. O., & Nelson, T. (2004). Comparison of airborne and satellite high spatial resolution data for the identification of individual trees with local maxima filtering. *International Journal of Remote Sensing*, 25(11), 2225-2232.
- WWF (2017). Conservation Technology – Camera-Trapping. 181 p. <https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2019-04/CameraTraps-WWF-guidelines.pdf>
- WWF (2018). Rapport planète vivante 2018. <https://www.wwf.fr/vous-informer/actualites/rapport-planete-vivante-2018>.
- Xue, Y., Wang, T., & Skidmore, A. K. (2017). Automatic counting of large mammals from very high-resolution panchromatic satellite imagery. *Remote sensing*, 9(9), 878.
- Yang, J., Gong, P., Fu, R., Zhang, M., Chen, J., Liang, S., ... & Dickinson, R. (2013). The role of satellite remote sensing in climate change studies. *Nature climate change*, 3(10), 875-883.
- Yang, Z., Wang, T., Skidmore, A. K., de Leeuw, J., Said, M. Y., & Freer, J. (2014). Spotting east African mammals in open savannah from space. *PloS one*, 9(12).
- Yoshihara, K. (1997). A fish body length measuring method using an underwater video camera in combination with laser discharge equipment. *Fisheries science*, 63(5), 676-680.
- Zahler, P. (2016). Why International Snow Leopard Day Matters. National Geographic Society Newsroom. <https://blog.nationalgeographic.org/2016/10/23/why-international-snow-leopard-day-matters/>. (Page consultée le 16 juillet 2020).
- Zak, A. A., & Riley, E. P. (2017). Comparing the use of camera traps and farmer reports to study crop feeding behavior of moor macaques (*Macaca maura*). *International Journal of Primatology*, 38(2), 224-242.
- Zhang, Y., Xiong, J., & Hao, L. (2011). Photogrammetric processing of low-altitude images acquired by unpiloted aerial vehicles. *The Photogrammetric Record*, 26(134), 190-211.
- Zhao, Q., & Wentz, E. A. (2016). A MODIS/ASTER airborne simulator (MASTER) imagery for urban heat island research. *Data*, 1(1), 7.